

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

MODÉLISATION DE LA PRÉSENCE DE MERCURE DANS LA CHAIR DES
BROCHETS ET DES DORÉS DES LACS LES PLUS PÊCHÉS DE L'ABITIBI-
TÉMISCAMINGUE : UNE APPROCHE PAR LES SYSTÈMES D'INFORMATION
GÉOGRAPHIQUE

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCE DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
JEAN-SÉBASTIEN BEAULNE

FEVRIER 2008

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Premièrement je tiens à remercier mon directeur de maîtrise, Marc Lucotte. Merci, Marc, pour ton enthousiasme face à mon projet de maîtrise, pour la confiance que tu as placée en moi et pour ta générosité. Merci d'avoir rendu ce passage à la maîtrise exceptionnel, me permettant même de voyager soit pour présenter mes travaux à Madison et à Winnipeg, de suivre le cours Uqamazone au Brésil (et les deux mois qui suivirent...) ou pour me rendre sur le terrain avec mes collègues. Quand, il y a quelques années, j'ai cogné à ta porte pour la première fois je crois que ce fut une des meilleures décisions qu'il m'a été donné de prendre. Merci!

Merci à Serge Paquet pour l'aide que tu m'a apporté dans le traitement statistique de mes données et la modélisation qui en suivi. Merci de m'avoir enduré en faisant preuve d'une grande sagesse.

Merci à Jean Carreau pour m'avoir transmis tes connaissances des systèmes d'information géographique. Merci pour ton efficacité.

Merci à Anne Roué-LeGall pour avoir défriché le vaste terrain de la modélisation du Hg avant mon arrivé. Ton travail est à la base de celui-ci.

Merci à Roman Teisserenc, le seul étudiants de l'équipe qui était là avant mon arrivée et qui y est encore à mon départ... Plus sérieusement, merci pour toutes les discussions de sciences (et les autres) qui m'ont permis d'avancer et pour m'avoir amené sur le terrain prendre des carottes de sédiments. Merci à Catherine Larose pour les trois semaines passées sur ton

terrain à pêcher dorés et brochets. Merci aussi pour avoir rendu agréables certains moments plus difficiles. Merci à Jean-Francois Ouellet pour les tours d'hydravion au-dessus de l'Abitibi et pour les articles scientifiques que tu avais le don de dénicher au bon moment. Merci à René Canuel qui a réponse à toute question scientifique. Merci aussi à Nicolas Soumis pour tes conseils et ta rigueur.

Merci à tous mes amis qui m'ont encouragé. Plus particulièrement, merci les jumeaux Larivière, quand j'ai besoin de décompresser vous êtes toujours là.

Merci à Frédéric Jones pour avoir toujours répondu à mes questions, même les plus bêtes et méchantes, au sujet des SIG et tout particulièrement du logiciel ArcGIS dont tu es un expert. Merci aussi à Olivier Caron, bourreau de travail infatigable, tu es une source de motivation. Un jour tu seras aussi bon pêcheur que moi et Jones...

Finalement, les derniers que je tiens à remercier, et non les moindres, ce sont mes parents qui m'ont toujours encouragé à poursuivre mes études et m'ont fourni les conditions idéales pour y arriver.

Table des matières

Liste des figures	vii
Liste des tableau	xii
Résumé	xvi
1 Introduction	1
1.1 Question de recherche	2
1.2 Problématique	2
1.3 Problématique spécifique	8
1.4 Cadre théorique	10
1.5 Portrait de la région à l'étude, l'Abitibi-Témiscamingue	13
1.6 Portrait des populations de pêcheurs l'Abitibi-Témiscamingue	15
2. Matériels et méthodes	16
2.1. Sélection des lacs à étudier	16
2.1.2. Lacs fréquentés par les pêcheurs sportifs	17
2.1.3 Lacs fréquentés par les pêcheurs urbains	17
2.1.4 Lacs fréquentés par les pêcheurs autochtones	17

2.2 Choix des échelles spatiales de l'étude	18
2.3 Variables géomorphologiques	20
2.3.1 Superficie des différents niveaux de bassin versant	21
2.3.2 Rapport de l'aire des bassins versants sur l'aire des lacs	21
2.3.3 Densité de drainage	22
2.3.4 Ordre des lacs	22
2.3.5 Pentes des bassins versants	22
2.3.6 Dépôts meubles de surface	24
2.4 Variables biogéographiques	25
2.4.1 Tourbières	25
2.4.2 Sols nus	27
2.4.3 Repousse ou strate herbacée	29
2.4.4 Forêt	30
2.4.5 Présence de mines	31
2.5 Données disponibles concernant les poissons des lacs	32
2.5.1 Lacs pour la validation du modèle	32

2.5.2 Espèces de poissons considérées et teneurs en Hg	33
2.6 Traitements statistiques	35
2.6.1 Estimation des teneurs en Hg pour des poissons de longueurs standards	35
2.6.2 Statistiques de validation du modèle pour l'identification des variables	39
3- Résultats	40
3.1. Identification des lacs retenus pour l'évaluation et la modélisation des taux de Hg	40
3.1.1 Lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs sportifs	40
3.1.2 Lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs urbains	43
3.1.3 Lacs potentiellement fréquentés pas les pêcheurs autochtones	44
3.2 Milieu physique	46
3.2.1 Brochets	46
3.2.1.1 Variables aucunement explicatives	46
3.2.1.2 Variables partiellement explicatives	48

3.2.1.3	Modélisation	51
3.2.2	Dorés	54
3.2.2.1	Variables explicatives	54
3.2.2.2	Modélisation	57
4	Discussion	58
4.1	Les brochets	58
4.2	Les dorés	60
4.3.	Modélisation des résultats des teneurs en Hg dans les poissons et corrélation avec les valeurs observées	60
4.3.1	Les brochets	61
4.3.2	Les dorés	65
4.4	Cartographie pour les différents groupes d'utilisateurs	68
4.4.1	Les pêcheurs sportifs	69
4.4.2	Les Pêcheurs Urbains	79
4.4.2.1	Les Brochets	79
4.4.2.2	Les Dorés	82

4.4.3.Les Pêcheurs autochtones	85
4.5 Limites de l'étude	98
4.6 Les SIG	99
4.7 La représentation cartographique	99
5. Conclusion	100
Bibliographie	103
Annexe	109

Liste des figures

Figure 1. :Exemple de quatre niveaux de bassin versant pour un lac type.

Figure 2 : Exemple de la détermination des pentes pour le lac Malartic

Figure 3 : Exemple de détermination de la présence de tourbières dans le bassin versant de niveau 3 (unité de drainage) d'un lac.

Figure 4 : Exemple d'évaluation des surfaces de sols nus dans un bassin versant

Figure 5 : Exemple d'évaluation des surfaces de strates herbacées ou de repousses forestières dans un bassin versant

Figure 6 : Lacs de référence avec données de Hg mesurées pour les brochets ou les dorés

Figure 7 : A) Distribution des valeurs de Hg pour les dorés à la longueur standardisée à 375 mm B) Distribution des valeurs de Hg les brochets à la longueur standardisée de 675mm

figure 8 : Exemple d'estimation de la contamination des brochets du lac Opasatica à la longueur standardisée (675 mm) en utilisant les trois estimations fournies par le Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce.

Figure 9 : A) Ensemble des lacs de la région et B) lacs identifiés comme étant potentiellement fréquentés par les pêcheurs sportifs (incluant urbains et autochtones).

Figure 10 : Lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs urbains

Figure 11 : Lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs autochtones

Figure 12 : A) Hg dans la chair des brochets par rapport au pourcentage de tourbières dans les b.v. de niveau 1, B) Hg dans la chair des brochets par rapport au pourcentage de tourbières dans les b.v. de niveau 3

Figure 13 : Hg dans la chair des brochets par rapport au rapport b.v.1 sur aire du lac

Figure 14 : Hg dans la chair des brochets par rapport à la densité de drainage

Figure 15: Hg dans la chair des brochets par rapport au nombre de mines dans la zone tampon.

Figure 16 : Hg dans la chair des brochets par rapport au pourcentage de pentes faible (bv3)

Figure 17 : Hg dans la chair des brochets par rapport au pourcentage de forêt dans bv3

Figure 18 : Taux de Hg dans la chair des brochets par rapport Pourcentage de sols nus dans bv niv.3

Figure 19 : Modèles à trois variables avec *predicted plot* (jump) Forêt-Ordre-pentes

Figure 20 : Taux de Hg dans la chair des brochets par rapport au de sols nus bassin niv.3 en milieux forestiers

Figure 21 Taux de Hg dans la chair des dorés par rapport au nombre de mines à moins d'un Km du lac

Figure 22 taux de Hg dans la chair des dorés par rapport aux dépôts de surfaces sur bv niv. 3

Figure 23 Taux de Hg dans la chair des dorés par rapport au pourcentage de tourbières b-v. niv3 pour les lacs de la plaine argileuse.

Figure 24 Taux de Hg dans la chair des dorés par rapport au pourcentage tourbières dans b-v. niv.3 pour les lacs en-dehors de la plaine argileuse.

Figure 25 : Schéma pour la classification des lacs dans le cas des teneurs en Hg des dorés

Figure 26 : Carte de la région de l'Abitibi-Témiscamingue pour les valeurs de Hg prédites dans la chair des brochets des lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs

Figure 27 : Cartes pour les valeurs de Hg prédites dans la chair des brochets des lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs A) dans la région du Témiscamingue, B) et C) dans la Vallée-de-l'Or

Figure 28 : Carte du Témiscamingue pour les valeurs de Hg prédites dans la chair des dorés des lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs

Figure 29 : Carte pour les valeurs de Hg prédites dans la chair des dorés des lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs. A) de l'Abitibi-Ouest et Rouyn-Noranda , B) de la Vallée-de-l'Or

Figure 30 : Carte pour les valeurs de Hg prédites dans la chair des brochets des lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs urbains.

Figure 31 : Carte représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des dorés pour les lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs urbains

Figure 32 : Carte représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des brochets à la taille standardisée de 675 mm des lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs autochtones de Hunter's Point et Kebaowek

Figure 33 : Carte représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des brochets à la taille standardisée de 675 mm des lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs autochtones de Kiticisakik

Figure 34 : Cartes représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair du brochets pour les lacs fréquentés par les pêcheurs autochtones du Lac Simon

Figure 35: Carte représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des brochets à la taille standardisée de 675 mm des lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs autochtones de Winneway

Figure 36 : Cartes représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des dorés pour les lacs fréquentés par les pêcheurs autochtones de Hunter's Point et Kebaowek

Figure 37 : Cartes représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des dorés pour les lacs fréquentés par les pêcheurs autochtones de Kiticisakik

Figure 38 : Cartes représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des dorés pour les lacs fréquentés par les pêcheurs autochtones du Lac Simon

Figure 39 : Cartes représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des dorés pour les lacs fréquentés par les pêcheurs autochtones de Winneway

Liste des tableaux

Tableau 1 . Exemple d'estimation du Hg à la longueur standardisée pour le lac Macamic où seulement une (grand brochet) ou deux (doré jaune) classes de tailles sont présentes dans le Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce (Gouvernement du Québec, 2002). * donnée estimée à partir de Lavigne et coll. (2007). ** donnée trouvée dans le Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce.

Tableau 2 : Valeurs calculées et mesurées de Hg pour les brochets à la taille standardisée de 675mm des lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs

Tableau 3 : Valeurs calculées de Hg pour les brochets à la taille standardisée de 675mm des lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs

Tableau 4 : Valeurs calculées et mesurées de Hg pour les dorés à la taille standardisée de 375mm des lacs situés sur la plaine argileuse et potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs

Tableau 5 : Valeurs prédites de Hg pour les dorés à la taille standardisée de 375mm des lacs situés sur la plaine argileuse et potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs.

Tableau 6 : Valeurs calculées et mesurées de Hg pour les dorés à la taille standardisée de 375mm pour les lacs situés en dehors de la plaine argileuse et potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs

Tableau 7 : Valeurs calculées de Hg pour les dorés à la taille standardisée de 375mm des lacs situés en dehors de la plaine argileuse et potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs.

Tableau 8 : Valeurs calculées et mesurées de Hg pour les brochets à la taille standardisée de 675mm pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs urbains

Tableau 9 : Valeurs prédites de Hg pour les brochets à la taille standardisée de 675mm pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs urbains

Tableau 10 : Valeurs mesurées de Hg pour les dorés à la taille standardisée de 375mm pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs urbains

Tableau 11 : Valeurs prédites de Hg pour les dorés à la taille standardisée de 375mm pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs urbains

Tableau 12 : Valeurs calculées et mesurées de Hg pour les Brochets à la taille standardisée de 675mm pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs autochtones

Tableau 13 : Valeurs calculées de Hg pour les brochets à la taille standard de 675mm pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs autochtones

Tableau 14 : Valeurs calculées et mesurées de Hg dans la chair des dorés à la taille standardisée de 375 mm du lac situé hors de la plaine argileuse et potentiellement fréquenté par les pêcheurs autochtones

Tableau 15 : Valeurs calculées de Hg dans la chair des dorés à la taille standardisée de 375 mm des lacs situés hors de la plaine argileuse et potentiellement fréquentés par les pêcheurs autochtones

Tableau 16 : Valeurs calculées de Hg dans la chair des dorés à la taille standardisée de 375 mm des lacs situés sur la plaine argileuse et potentiellement fréquentés par les pêcheurs autochtones

Tableau 17 : Valeurs mesurées de Hg dans la chair des dorés à la taille standardisée de 375 mm des lacs avec présence de mines et potentiellement fréquentés par les pêcheurs autochtones

Tableau 18 : Tableau synthétique des résultats de la modélisation

Résumé

Le méthylmercure (MeHg) est connu pour être neurotoxique pour l'humain. La voie principale d'exposition est la consommation de poisson, plus particulièrement des espèces au sommet de la chaîne alimentaire, suivant le principe de bioaccumulation et de bioamplification. La région de l'Abitibi-Témiscamingue regorge de lacs (environ 20 000). On peut diviser les pêcheurs en trois groupes distincts ayant un rapport différent face à la pêche et à la consommation de poisson, et donc à l'exposition au MeHg (pêcheurs sportifs, pêcheurs urbains et pêcheurs autochtones). Certaines espèces parmi les plus prisées comme les dorés et les brochets sont également parmi les espèces affichant les plus hauts niveaux de MeHg dans leurs chairs. Encore à ce jour, nous ne sommes pas en mesure de dresser le portrait régional de la contamination de la ressource halieutique à l'échelle de la région à l'étude ni les risques à la santé des populations consommatrices de poissons qui en découlent. Nous avons donc tenté de modéliser la présence de MeHg dans les brochets et les dorés pour les lacs potentiellement fréquentés par les populations pour y pratiquer leurs activités de pêche. Ne sélectionnant que les lacs accessibles à chacun des trois groupes d'utilisateurs, nous avons réduit de 20 000 à 189 le nombre de lacs à étudier. Nous avons analysé, à l'aide d'outils des systèmes d'information géographique et de traitements statistiques, les variables spatiales étants connues pour jouer un rôle dans le cycle biogéochimique du Hg en milieu boréal. Parmi les quelques 50 variables analysées, nous avons construit un modèle pour chacune des deux espèces de poissons. Les brochets répondent à 75% à un modèle à trois variables : l'ordre des lacs, le pourcentage de la surface du bassin versant arborant des pentes faibles (entre 2 et 6 pourcents) et le pourcentage du bassin versant constitué de forêt mature. Pour les dorés, nous avons dû diviser les lacs en trois catégories répondant différemment à l'accumulation du Hg dans la chair des poissons soit : les lacs ayant des mines ou des sites de résidus miniers à moins de 1 km du plan d'eau, les lacs étants situés sur la plaine argileuse (plus de 50% du bassin versant constitué de dépôts de surface argileux) et les lacs situés en-dehors de la plaine argileuse (moins de 50% du bassin versant constitué de dépôts de surface argileux). Pour chacun de ces groupes de lacs, nous avons ensuite pu modéliser la présence de Hg dans les dorés en

n'utilisant qu'une seule variable (expliquant environ 60% du Hg) soit le pourcentage du bassin versant recouvert par des tourbières. Avec ces résultats, nous avons produit une série de cartes renseignant sur l'état régional de la contamination répondant aux besoins de chacun des trois groupes de pêcheurs pour chacune des deux espèces de poissons.

1 Introduction

Dans ce mémoire, il est question de la présence du mercure dans les écosystèmes aquatiques de la forêt boréale canadienne, plus précisément dans les lacs de la région de l'Abitibi-Témiscamingue. Ce travail vise à comprendre pourquoi des systèmes aquatiques proches les uns des autres peuvent répondre de façon diamétralement opposée en matière de bioaccumulation du mercure. En ce sens la région de l'Abitibi-Témiscamingue est idéale pour ce type d'étude. En plus d'être une région où de nombreux lacs sont pêchés régulièrement, les taux de mercure déjà mesurés tendent à démontrer qu'il s'agit d'une des régions au Québec la plus touchée par la problématique du mercure organique (méthylmercure, MeHg), et qu'il y a une hétérogénéité spatiale dans la répartition du phénomène (Roué-LeGall et coll. 2005, Simoneau et coll., 2005). Cette recherche a fait partie intégrante du réseau pancanadien de recherches concertées sur le mercure, le COMERN. Ce réseau de recherche a disposé d'une multitude de données récoltées par de nombreux chercheurs et étudiants dans les différents milieux aquatiques canadiens. Avec une approche plus spécifiquement de géographe, il est fait ici une analyse spatiale de la situation du méthylmercure dans les lacs de l'Abitibi selon l'exposition des populations locales. L'utilisation d'éléments de systèmes d'information géographique ont permis d'intégrer cette méthodologie et de réaliser une cartographie représentant spatialement les risques (comparatifs entre les différents plans d'eau de la région) de présence de hauts taux de méthylmercure dans la chair des poissons de l'Abitibi-Témiscamingue

La recherche envisagée sera à la fois descriptive et analytique tout en développant une nouvelle approche méthodologique par le biais des SIG. Il s'agira essentiellement de classer et d'analyser la formidable quantité de données récoltées. En utilisant l'outil des SIG, il sera plus aisé d'intégrer l'ensemble des connaissances et de produire un support cartographique permettant une meilleure compréhension du problème. Ce travail de maîtrise, appuyé par les autres travaux des étudiants et chercheurs du COMERN, permettra une meilleure compréhension globale des problèmes environnementaux liés à la présence de mercure dans les écosystèmes aquatiques. Ce travail contribuera à aider les décideurs et les communautés pour imaginer et mettre en œuvre des programmes d'utilisation rationnelle et durable de la pêche sportive et de subsistance.

1.1 Question de recherche

Parmi les lacs régulièrement pêchés en Abitibi-Témiscamingue, quels sont ceux dont les caractéristiques accroissent la sensibilité des écosystèmes face à la présence de méthylmercure dans la chair des dorés et des brochets ?

1.2 Problématique

Les humains exercent une pression de plus en plus forte sur les milieux naturels. La Terre a évolué au cours des derniers milliards d'années suivant un équilibre naturel, régulé par les cycles biogéochimiques (De Rosnay, 1975). Les humains en assurant leurs « développement » ont

bouleversé ces cycles naturels. L'équilibre qui prédominait est maintenant rompu. L'exploitation des ressources naturelles et leur transformation en biens de toutes sortes ont produit un extrant, les déchets, qui s'accumulent petit à petit dans l'atmosphère, les sols, le sous-sol et l'eau. Le cycle est désormais ouvert ce qui, malheureusement, n'est pas durable à long terme.

C'est depuis la révolution industrielle que la pollution anthropique s'est accentuée. Les nouveaux moyens de production ont entraîné une pollution directe. L'environnement immédiat des villes s'est transformé radicalement. La pollution de l'air, de l'eau, et du sol a fait apparaître de nouveaux problèmes de santé humaine. Les gens vivant près des centres industriels ont vu leur qualité de vie affectée par l'incidence de nouvelles maladies ou de nouveaux risques environnementaux.

Toutefois, la pollution ne se limite pas aux pourtours des centres industriels. L'émanation dans l'air de substances toxiques peut entraîner des impacts environnementaux sur l'ensemble du territoire. Le Québec est localisé spatialement à un endroit propice pour le dépôt de plusieurs polluants atmosphériques, les émanations des secteurs industriels du Nord-Est américain étant transportées par les vents dominants sur des centaines voir des milliers de kilomètres (Groupe d'étude nord-américain sur le mercure, 2001). Parmi les polluants diffusés spatialement sur l'ensemble du territoire, on retrouve les métaux lourds. Ces polluants sont d'autant plus dangereux pour la santé humaine parce que l'on ne les perçoit pas. Ils se

déposent sur les sols et sont transportés vers les milieux aquatiques par ruissellement, contaminant ainsi les systèmes aquatiques, leur flore et leur faune (Vernet, 1992).

Le mercure représente un des métaux lourds présentant des impacts très dommageables pour l'environnement et la santé humaine. Ce métal est connu depuis longtemps pour sa toxicité. On l'utilise principalement dans des thermomètres, des pompes à vide, des baromètres, ainsi que dans des redresseurs et des commutateurs électriques. Les lampes à vapeur de mercure sont utilisées pour l'éclairage ou comme sources de rayons ultraviolets dans les maisons et pour stériliser l'eau. Le mercure se combine avec tous les métaux courants, à l'exception du platine, pour former des alliages appelés amalgames. Outre ces nombreuses utilisations, le mercure est également employé à grande échelle dans le secteur minier (or et argent surtout) où de grandes quantités du métal lourd ont été rejetées directement dans les cours d'eau. Mais, plus globalement le mercure a été principalement déposé sur nos sols par le biais de précipitations atmosphériques (Sacramento River Watershed Program, 1999). Les centrales thermiques, spécialement celles au charbon, libèrent du mercure dans l'atmosphère qui retombe sous forme d'aérosols ou avec la pluie pour ensuite contaminer les écosystèmes. Ce processus a cours de façon plus intense depuis plus de 200 ans, soit suffisamment de temps pour causer des dommages graves aux milieux récepteurs. De nombreux facteurs font en sorte que le mercure accumulé dans les sols devienne bio-disponible, la déforestation, les feux de forêt, la présence

de tourbières, la pente des bassins versants, la superficie des bassins versants, la profondeur moyenne, sont toutes des caractéristiques biogéographiques et géomorphologiques qui ont un impact sur la concentration de MeHg dans les poissons (Lucotte et coll., 1999 ; Roué-LeGall et coll. 2005).

Le mercure est d'autant plus dangereux sous sa forme organique qu'il est bioaccumulable dans les tissus biologiques. Une fois le mercure mis en solution, il peut changer de forme chimique. En milieu anaérobique, des populations microbiennes transforment le mercure inorganique (moins dangereux) en méthylmercure, qui constitue la forme chimique biodisponible. Le méthylmercure est accumulable dans les protéines suivant le concept de bioaccumulation. Au fil de la chaîne trophique, les concentrations de méthylmercure affichent une augmentation croissante, une bio amplification (Bowles et coll., 2001). Ainsi, dans les premiers niveaux de la chaîne alimentaire (phytoplancton, micro-organismes), on rencontre souvent des proportions de MeHg (MeHg sur Hg total) de moins de 10% et, chez les poissons piscivores au sommet de la chaîne des proportions en général de l'ordre de plus de 90% (Bowles et coll., 2001).

Cette bio-disponibilité du MeHg et son accumulation dans la faune ichthyenne représente des risques pour la santé des populations qui consomment beaucoup de poisson. De nombreuses études ont démontré que le MeHg est neurotoxique pour l'humain (Castoldi, Coccini, Manzo, 2003 ; Hoffman, 2003; Centre de santé publique de Québec, 1994). Des

empoisonnements de masses survenus par le passé au Japon et en Iraq ont permis de constater des lésions cérébrales chez les victimes, entraînant des troubles neuro-moteurs (Wheatley, Wheatley, 2000 ; Hoffman, 2003). Plus particulièrement, les fœtus en contact avec le MeHg ont eu des symptômes allant d'un ralentissement du développement neurologique jusqu'à la mort (Shipp et coll, 2000).

La voie principale d'exposition autre qu'occupationnelle des populations face au MeHg est la ressource halieutique. En consommant des poissons, les humains se situent au sommet de la chaîne alimentaire et subissent les conséquences de la bioaccumulation et de la bioamplification du contaminant (Bowles et coll., 2001). La vulnérabilité des populations face à l'exposition au mercure découle donc de leurs modes de consommation et de leurs habitudes alimentaires face aux poissons.

Dans la forêt boréale, les principaux consommateurs de la ressource halieutique sont les communautés autochtones et les pêcheurs sportifs (Centre de santé publique de Québec, 1994). Lors de la mise en eau des grands barrages hydro-électriques (complexe La Grande entre autres), nombres de scientifiques et d'environnementalistes ont sonné l'alarme quant à l'augmentation de la présence de méthylmercure dans la chair des poissons dû à l'augmentation des surfaces inondées. Ces craintes des communautés scientifiques se sont traduites sur le terrain par un bouleversement des habitudes alimentaires des populations autochtones. Ceux-ci ne

consommaient presque plus de poissons, nourriture traditionnelle, et le remplaçaient par une nourriture moins saine de type « aliments vides » (*junk food*). Ce changement dans l'alimentation s'est traduit par une forte croissance de maladies liées à l'alimentation comme le diabète. La pêche fait partie de la culture et traditions des autochtones, un bouleversement dans la pratique de cette activité entraîne une perte de leur identité culturelle et une transformation sociale et économique des communautés (Weathley et Weathley, 2000). La présence de mercure dans les poissons inquiète beaucoup les membres de ces communautés et comme le méthylmercure est un contaminant invisible dans la chair des poissons, de nombreux autochtones préfèrent s'en priver plutôt que de risquer d'ingérer des chairs chargées en Hg. Ainsi, cette attitude prive ces populations d'une excellente source de protéines souvent mal remplacée.

Des études démontrent que le méthylmercure est également présent dans la chair de poisson d'autres écosystèmes que les grands réservoirs (Nriagu, 1979 ; Lucotte et coll., 1999 ; Ikingura et Akagi, 1999 ; Garcia et Carignan, 1999) . On ne peut toutefois pas encore affirmer pourquoi dans deux systèmes aquatiques naturels, non directement impactés par des rejets anthropique de Hg, situés près l'un de l'autre, nous observons parfois des taux de bioaccumulation du MeHg diamétralement opposés. Des initiatives de régulation des risques d'empoisonnement au méthylmercure ont été mis en œuvre tel que des guides de consommation de poisson à l'échelle provinciale. Ces guides ne tiennent toutefois pas compte de la variabilité des

écosystèmes et des modes de vie des utilisateurs de la ressource halieutique. Chaque écosystème a des caractéristiques géomorphologiques et écologiques propres qui influent sur les risques de contamination au MeHg. D'autre part, les modes de vie et de consommation des populations peuvent influencer sur leurs vulnérabilités respectives, par exemple en synergie avec l'ingestion d'autres aliments.

1.3 Problématique spécifique

Comme le mercure, ou plus précisément le méthylmercure, présente un risque certain pour la santé des écosystèmes et des populations qui en font partie, et que malgré cela l'état des connaissances demeure aussi fragmentaire, il est pertinent de tenter d'intégrer les connaissances sur le sujet. De plus, le Québec recelant un nombre très élevé de plans d'eau, il est important d'en connaître le niveau de qualité sur une base régionale. Les systèmes aquatiques et la ressource halieutique représentent pour le Québec une richesse essentielle et il est fondamental de protéger les lacs et les rivières et de comprendre la dynamique des polluants qui en perturbent la qualité. Les populations qui consomment la ressource doivent recevoir des messages clairs quant aux risques qu'ils encourent à consommer les différentes espèces de poissons présentes dans leurs lacs. Jusqu'à aujourd'hui les guides de consommation du gouvernement (Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce, 1995), n'ont pas su répondre aux besoins des communautés, et ont plutôt créé de l'incertitude envers la ressource

halieutique et de la crainte face à la consommation de cette excellente source de protéine.

Des connaissances pointues sur le mercure se sont développées au cours des dernières années. Ainsi, il est aujourd'hui bien connu que la présence de mercure dans la chair des poissons dépend d'une multitude de facteurs. On doit trouver parmi ces facteurs les paramètres clefs du cycle du mercure. En comparant les caractéristiques des bassins versants et des plans d'eau, on peut classer ordinalement les lacs d'une région selon qu'ils revêtent ou non des caractéristiques « idéales » pour une contamination du poisson au MeHg. Des efforts de modélisation ont été effectués au cours des dernières années pour déterminer la présence de MeHg dans la chair des poissons (Dillon, 2005 ; Roué Le-Gall et coll., 2005, Harris et Coll 2007). Bien que fort intéressants pour évaluer l'importance respective des paramètres clefs du cycle du mercure, ces modèles requièrent tous un échantillonnage systématique de chaque plan d'eau. En effet, les différentes variables employées dans ces modèles (par exemple, le pH, les teneurs en carbone organique dissous, la chlorophyle, les matières particulaire en suspension...) nécessitent d'être mesurées sur place ou en laboratoire par le biais de prises d'échantillons. Cette obligation engendre d'importants coûts. Nous proposons donc ici plutôt de construire un modèle prédictif des taux de Hg dans la chair des poissons pour les lacs de l'Abitibi-Témiscamingue, en n'utilisant que des données ne nécessitant aucune collecte d'échantillons sur le terrain.

Pour réaliser ce type d'analyse il est tout d'abord impératif de déterminer quels lacs sont effectivement pertinents à évaluer. En effet, l'Abitibi-Témiscamingue compte des milliers de lacs (environ 20 000), seulement une petite proportion de ceux-ci étant utilisée pour la pêche et la consommation de poissons. Une analyse spatiale selon divers indicateurs permettra de déterminer quels lacs doivent être privilégiés. Par la suite, une analyse géomorphologique et biogéographique des bassin-versants et des plans d'eau choisis pourra déterminer s'il s'agit de sites propices à l'accumulation de mercure, à la méthylation de celui-ci et à sa bioaccumulation dans la chaîne trophique

L'approche intégrative, écosystémique et pluridisciplinaire que commande l'analyse des risques de contamination de la faune ichthyenne par le MeHg et de la vulnérabilité des populations concernées est innovatrice (COMERN, 2003). En tentant de comprendre globalement l'ensemble des tenants et aboutissants du MeHg, on adopte une nouvelle méthode de travail respectant plus la variabilité spatiale des phénomènes. L'intégration des composantes biogéochimiques du cycle du mercure avec des considérations socio-économiques locales telles que l'utilisation du territoire, le choix et la quantité de poissons consommés, l'intensité de la pêche sportive et les habitudes de vie des consommateurs de poisson des lacs des régions étudiées permet de faire un portrait de l'étendue de la problématique du mercure en

lien avec l'utilisation des écosystèmes et la vulnérabilité et des femmes et hommes qui font partie de ces écosystèmes.

1.4 Cadre théorique

Pour représenter les risques de contamination de la faune ichthyenne par le méthylmercure, on procède généralement par la prise d'échantillons, l'analyse de ceux-ci et la représentation du degré de contamination par des valeurs numériques, des graphiques ou une représentation cartographique statique. Pour comprendre la présence du méthylmercure et la disparité de cette présence, la science se développe par le biais d'études précises sur des aspects pointus. On accumule les connaissances développant petit à petit la compréhension générale et globale de la problématique. La majorité des chercheurs tente de comprendre à petite échelle l'impact d'une variable sur l'ensemble du phénomène, par l'isolation de celle-ci (approche analytique). Par ailleurs, des entreprises ou des sociétés hydroélectriques, en particulier, ont étudié le phénomène de la méthylation du mercure d'un angle plus global, toutefois leurs approches technocratiques nuisent à la précision de leurs recherches au profit de l'atteinte de résultats diffusables qui leur sont favorables. Dans la science actuelle, on tend de plus en plus vers une approche systémique, c'est-à-dire une approche qui considère les effets des interactions, qui s'appuie sur la perception globale, qui modifie des groupes de variables à la fois et qui conduit à un enseignement pluridisciplinaire (De Rosnay, 1975). Pour un seul phénomène, plusieurs variables sont en jeu. Il faut comprendre les échanges et les relations entre les variables impliquées avant de pouvoir expliquer et comprendre ce phénomène.

Comme la présence de mercure dans l'environnement et sa méthylation dépendent de nombreuses variables et des relations entre celles-ci, et que ces variables ont déjà été bien étudiées individuellement, il est temps de regrouper l'information et de déterminer les paramètres clefs qui permettront une meilleure prédictibilité des teneurs en méthylmercure dans la chair des poissons d'un lac donné. L'approche par les systèmes d'information géographique (SIG) permet de représenter spatialement chacune des variables. En comparant les taux de mercure des lacs analysés avec leurs caractéristiques biogéographiques et géomorphologiques, on peut dégager les variables étant les plus déterminantes et extrapoler les risques pour les nombreux lacs dont nous n'avons pas les taux de MeHg dans les poissons. L'approche par SIG permettra une meilleure communication entre les différents spécialistes de différentes disciplines. De plus, l'aspect dynamique des SIG permet de replacer l'échantillonnage dans un contexte généralisable. Par l'intégration des connaissances, on développe un outil d'aide à la décision. Socialement, la représentation spatiale permet de rapprocher les scientifiques des utilisateurs de la science par la diffusion d'une information pertinente et accessible à tous les individus concernés.

1.5 Portrait de la région à l'étude, l'Abitibi-Témiscamingue

La région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue (quatrième en superficie au Québec) s'étant sur 64 878 kilomètres carrés, soit 4,7% du territoire québécois. Ayant un axe Nord-Sud de près de 300km et presque

autant pour l'axe Est-Ouest, ce territoire immense comporte toute une gamme de milieux. On peut diviser cette région en deux principales provinces géologiques.

Au sud-est (Témiscamingue), la province de Grenville est constituée de roches ayant un important degré de métamorphisme et ayant subi d'importantes déformations structurales. Cette sous-région a également été façonnée par la glaciation du Quaternaire, laissant affleurer des roches du Cambrien. Les sols sont principalement podzoliques, développés sur d'épaisses couches de till. Le relief plus accentué de cette région donne lieu à des lacs de formes allongées et assez profonds, le mot *témiscamingue* signifiant d'ailleurs « eaux profondes » en langues autochtones. Les espèces de poisson les plus pêchées sont le brochet, le doré et, avec la présence d'eaux profondes et limpides, le touladi (truite grise). Les eaux de cette sous-région coulent vers le sud pour rejoindre le bassin du Saint-Laurent. L'activité économique la plus importante pour cette région est l'industrie forestière. Toutefois de nombreuses zones d'exploitation contrôlée (ZEC) se consacrent à des activités récréo-touristiques de pêche et de chasse. Quelques communautés autochtones y pratiquent également une pêche de subsistance.

Au nord-ouest (Abitibi), on retrouve la province géologique du Supérieur. Le sous-sol y est composé d'une alternance de bandes volcaniques, sédimentaires et d'intrusions granitoïdes. Façonnée par les dernières glaciations, cette province géologique se subdivise en deux

provinces écologiques distinctes soit, les basses terres de l'Abitibi et de la Baie James (agriculture) et les hautes terres du Mistassini. On retrouve aujourd'hui des affleurements datant d'aussi loin que le Précambrien. La création d'un immense lac pro-glaciaire, le lac Ojibway-Barlow, a permis le dépôt d'importantes couches d'argiles (Veillette et coll. 2003). Ces terres constituent l'essentiel des terres agricoles de la région. L'origine volcanique très ancienne de la région a favorisé la formation de dépôt minéraux métalliques à l'intérieur des failles, justifiant une importante activité minière dans la région (Au, Cu, Ag). L'eau des lacs de cette région coule vers le nord, soit vers la Baie d'Hudson. D'ailleurs le mot Abitibi signifie « partage des eaux », probablement dû au fait que c'est au milieu de l'Abitibi que l'on retrouve la ligne qui sépare les eaux coulant vers la Baie-James de celles coulant vers le fleuve Saint-Laurent. Outre les mines, l'activité économique de la région tourne autour de l'exploitation forestière. Toutefois, on retrouve de nombreux pêcheurs sportifs, une forte communauté de pêcheurs en milieux urbains et une population autochtone d'environ 5500 individus répartis dans 7 communautés (Algonquin) pratiquant fréquemment la pêche de subsistance.

1.6 Portrait des populations de pêcheurs de l'Abitibi-Témiscamingue

En analysant les différents rapports à la pêche, nous pouvons distinguer trois types d'utilisateurs de la ressource halieutique. Premièrement, les pêcheurs sportifs constituent le groupe le plus important, soit environ 189 000

jours de pêche annuellement (FAPAQ, 2004, plan d'aménagement des ressources fauniques). Environ 55% d'entre eux proviennent de l'extérieur de la région voir même de l'extérieur de la province (FAPAQ, 2004, plan d'aménagement des ressources fauniques). Ces pêcheurs, bien qu'ils ne pêchent pas autant que les autres groupes sont vulnérables à l'exposition au Hg par le type de poisson qu'ils recherchent. En effet, ces derniers visent la capture de poissons trophées, généralement du doré jaune ou du brochet, soit les espèces et les spécimens arborant les plus haut taux de MeHg.

Le deuxième groupe est celui que l'on désigne ici comme « pêcheurs urbains » (*Urban anglers*). Plusieurs des 85 municipalités que compte l'Abitibi-Témiscamingue sont situées sur les rives d'un lac. Certains habitants profitent de leur proximité avec ces plans d'eaux pour pratiquer une pêche beaucoup plus régulière spatialement et temporellement. Ils acquièrent ainsi une importante partie de leurs protéines par la consommation des poissons qu'ils ont pêchés. Cette consommation « chronique » de poissons et du MeHg qu'ils contiennent est responsable de la vulnérabilité de ces populations à l'exposition au MeHg.

Finalement le troisième groupe est celui constitué des pêcheurs autochtones. L'Abitibi-Témiscamingue abrite 7 communautés autochtones de la nation Algonquine. Leur histoire est fortement liée à l'eau et à ses ressources telle que le poisson. Ces communautés pratiquent traditionnellement une pêche très soutenue. Leur consommation de poissons

de lacs tout comme celle de gibiers dépasse largement celle de tous les autres groupes sociaux du Québec (Centre de santé publique de Québec, 1994). Toutefois, on note une plus grande diversité dans le choix des espèces consommées, par exemples des poissons moins riches en MeHg tels que le corégone et même le meunier faisant aussi partie du régime de certains autochtones. N'étant pas restreints à la remise à l'eau des dorés de moins de 30cm (loi en vigueur pour toute la région abitibienne), ils peuvent également consommer des dorés de plus petites tailles contenant normalement beaucoup moins de MeHg.

2. Matériels et méthodes

2.1. Sélection des lacs à étudier

La plupart des 20 000 lacs de la région de l'Abitibi-Témiscamingue ne sont pas pertinents à étudier en regard à la problématique de l'exposition humaine au Hg par la consommation de poissons puisque peu ou pas de gens y pêchent. Pour sélectionner les lacs les plus pêchés, nous avons identifié les lacs potentiellement fréquentés par les trois principales communautés de pêcheurs de la région.

2.1.2. Lacs fréquentés par les pêcheurs sportifs

Afin d'identifier les lacs fréquentés par les pêcheurs sportifs, nous avons analysé à l'aide de cartes topographiques et du réseau routier (BNĐT)

l'accessibilité aux différents plans d'eau de la région. Ainsi, en sélectionnant les routes principales, les chemins à accès limité et les sentiers forestiers, nous avons créé des zones tampons de 1km autour de ceux-ci pour ne sélectionner que les lacs ayant un accès direct par voie terrestre. Nous avons donc éliminé tous les lacs nécessitant un équipement tel qu'un hydravion pour y accéder, ceux-ci étant beaucoup moins pêchés et majoritairement fréquentés pour de courtes périodes par des pêcheurs fortunés de l'extérieur de la région. De plus, nous avons éliminé tous les lacs ayant une superficie de moins de 2km², ceux-ci ne pouvant soutenir une pression de pêche importante sur une période prolongée.

2.1.3 Lacs fréquentés par les pêcheurs urbains

Pour identifier les lacs fréquentés par les pêcheurs urbains, nous avons créé des zones tampons de 5 km autour de chacune des zones urbaines de la région (85 municipalités) et sélectionné les lacs inclus dans ces zones tampons ayant une superficie de plus de 2 km².

2.1.4 Lacs fréquentés par les pêcheurs autochtones

Pour déterminer les lacs les plus fréquentés par les pêcheurs des communautés autochtones, nous avons créé dans notre cartographie des zones tampons de 10 km de rayon autour de chacune des 7 communautés algonquines de la région et sélectionné tous les lacs ayant une superficie de plus de 2 km² s'y trouvant.

2.2 Choix des échelles spatiales de l'étude

Pour faire l'analyse spatiale des différentes variables influençant le cycle du mercure, il est tout d'abord essentiel de déterminer les échelles auxquelles nous travaillerons. L'échelle du bassin versant s'impose en premier lieu pour les questions de gestion environnementale des milieux aquatiques. Toutefois, il existe plusieurs niveaux de bassin versant, plus ou moins pertinents selon la variable que l'on doit représenter. Afin de s'assurer de représenter chacune des variables adéquatement, nous considérerons dans cette étude 4 niveaux de bassin pour chacun des lacs dont nous disposons de données de Hg pour les poissons (figure 1) .

Dans le texte, on se référera au premier niveau, le plus étendu géographiquement, comme celui de « bassin versant de niveau 1 ». Il comporte l'ensemble des surfaces se drainant vers le lac ainsi que l'ensemble des surfaces se drainant vers les lacs en amont du-dit lac. Ce niveau de bassin versant représente en fait le bassin versant total, il s'agit donc de bassins ayant de très grandes superficies (jusqu'à 3000 km²), plus particulièrement dans le cas des lacs d'ordre 3 ou 4.

Le deuxième niveau, appelé dans le texte « bassin versant de niveau 2 », est constitué de l'ensemble des surfaces se drainant directement vers le lac étudié et l'ensemble des surfaces se drainant vers les lacs ayant une connexion directe avec le lac en question. Ce niveau, plus expérimental, suppose que les lacs éloignés du lac étudié agissent comme tampons pour

piéger une partie des apports du bassin versant. Dans les plaines abitibiennes, ces bassins restent tout de même de très grandes tailles, pouvant aller jusqu'à 1000 km² pour les plus grands lacs.

Le troisième niveau, appelé « bassin versant de niveau 3 », est constitué exclusivement des surfaces se drainant directement vers le lac à l'étude, sans jamais transiter par un autre lac. Ce type de bassin est également connu sous l'appellation d'unité de drainage et notamment utilisé par le MDDEP (Ministère du développement durable de l'environnement et des parcs) pour les questions d'aménagement du territoire et d'environnement. Les bassins ont donc une taille plus petite, allant de quelques dizaines de km² à quelques centaines de km².

Finalement, nous considérons également un quatrième niveau de bassin, plus proximal, que nous désignons comme « bassin versant de niveau 4 ». Il s'agit simplement d'une zone tampon de 1 km autour des plans d'eau.

Pour créer ces différents niveaux de bassin, nous avons utilisé des cartes topographiques au 1:50 000 (BNDT). 80 feuillets cartographiques ont été nécessaires pour couvrir l'ensemble de la région (environ 65 000 km²). Les bassins ont tous été tracés manuellement (exception du niveau 4, zones tampons) utilisant la couche des courbes topographiques et le logiciel Arc Map développé par la compagnie ESRI. Afin de vérifier l'exactitude des résultats obtenus, nous avons utilisé pour certains lacs des modèles

d'élévation numérique (DEM) ainsi que le logiciel GRASS pour générer automatiquement les bassins et les comparer avec les résultats obtenus par le traçage dans Arc Map.

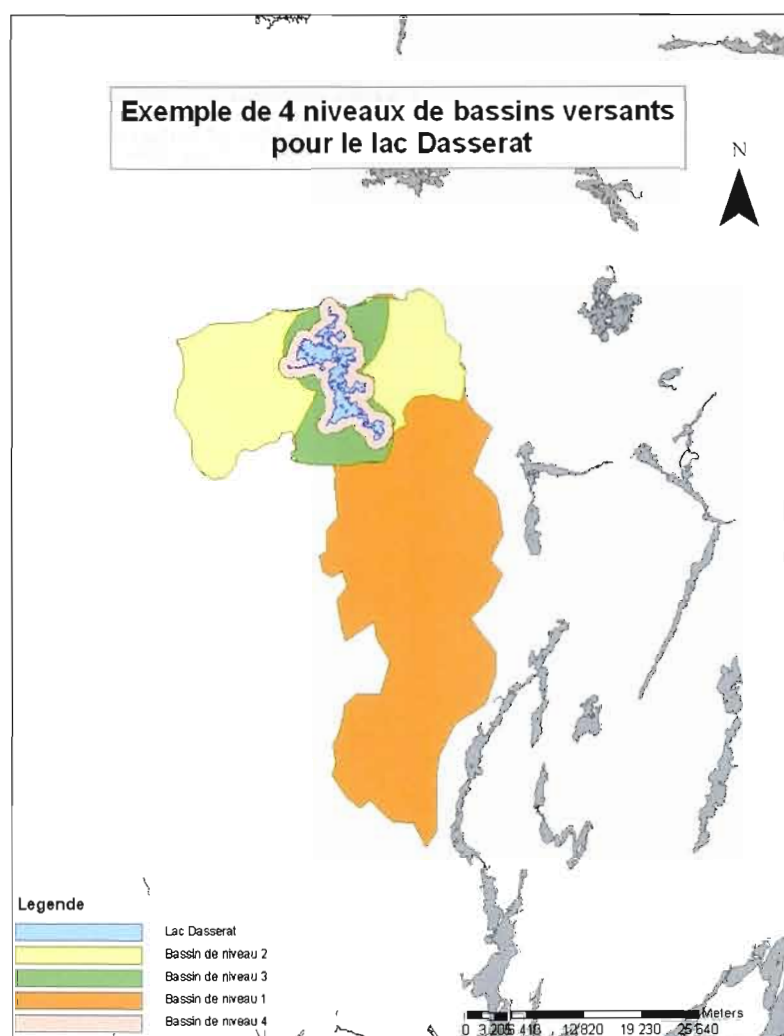


Figure 1. :Exemple de quatre niveaux de bassin versant pour un lac type.

2.3 Variables géomorphologiques

Plusieurs variables ont été utilisées dans la littérature pour tenter de modéliser la présence de Hg dans la chair des poissons (Roué-LeGall et Coll.

2005, Harris et Coll. 2007, Sacramento river watershed program, 2002). Parmi ces variables, nous retrouvons la superficie des bassins versants, le rapport des surfaces des bassins versants sur l'aire des lacs, les pentes dans les bassins versants, la densité de drainage et les dépôts de surface. Chacune de ces variables a été analysée pour chacun des 4 niveaux de bassin précédemment définis.

2.3.1 Superficie des différents niveaux de bassin versant

Les superficies des différents niveaux de bassin versant ont été mesurées en utilisant le logiciel Arc Map, tant pour le traçage des bassins que pour le calcul de leurs superficies respectives. À ces superficies, fut soustraite l'aire du lac à l'étude. Cette variable non-explicative permettra de calculer le rapport des autres variables explicatives par rapport aux quatre niveaux de bassins versants.

2.3.2 Rapport de l'aire des bassins versants sur l'aire des lacs

Le rapport entre la surface de bassin versant et la surface de lac est une variable qui traduit la quantité potentielle d'échange de Hg du bassin vers le lac en proportion avec la taille de celui-ci (Braga 2000; Roué-LeGall et coll., 2005).

2.3.3 Densité de drainage

La densité de drainage a été calculée avec le logiciel Arc Map. Nous avons utilisé la couche des cours d'eau et la couche des lacs provenant des cartes topographiques numériques de la BNDT. Il s'agit ici du total de la longueur des cours d'eau à l'intérieur des bassins sur l'aire des lacs. Cette variable devrait nous donner une indication du transport du Hg du bassin versant vers le lac.

2.3.4 Ordre des lacs

Au même titre que pour les cours d'eau, nous pouvons attribuer un ordre aux différents lacs d'un bassin hydrographique. Nous utilisons ici la méthode proposée par Riera et coll. (2000) . Selon cette méthode, nous devons donner la valeur de -2 à un lac de drainage (*seepage*) non connecté au réseau, une valeur de -1 au lac de drainage connecté par un cours d'eau intermittent, la valeur de 0 pour les lacs de tête et les valeurs de 1 à 4 pour les lacs de drainage, l'ordre 1 étant attribué aux lacs les plus en amont et l'ordre 4 à ceux plus en aval. Cette analyse a été faite avec Arc Map en utilisant les couches de lacs et de cours d'eau des cartes topographiques au 1 : 50 000 de la BNDT, ainsi qu'une couche plus précise du réseau hydrographique produite par le bureau des ressources hydriques.

2.3.5 Pentés des bassins versants

Les pentes des bassins versants ont fait l'objet de peu d'étude par rapport à leur implication dans le transport du Hg vers les lacs. Récemment des

travaux ont démontré que des pentes entre 2 et 6 % favorisent le transport de matière provenant des horizons organiques du sol (Teisserenc, en préparation). Selon cette même étude, le Hg présent au niveau des sédiments est majoritairement lié à de la matière organique terrigène. En effet, dans le cas de pentes de moins de 2%, la migration de la matière organique à laquelle se fixe le Hg se produit beaucoup plus lentement et le ruissellement se fait de façon interstitielle, l'eau chargée de matière ayant pénétré plus en profondeur dans les sols peut rejoindre des nappes d'eau souterraine et ne pas contribuer directement au transfert du Hg entre le bassin-versant et le lac. Dans le cas d'une pente forte, plus de 6% pour cette étude, le ruissellement se produit presque exclusivement en surface et le temps de séjour de l'eau sur le bassin est très court diminuant ainsi le potentiel de d'association avec le Hg. Pour les pentes entre 2 et 6%, l'eau ne pénètre que peu en profondeur tout en ayant un temps de séjour assez long pour permettre au Hg de s'associer à la matière organique des sols et d'être subséquentement transporté vers les milieux aquatiques.

Pour représenter et comptabiliser les superficies de pentes comprises entre 2 et 6%, nous avons utilisé des images DEM avec une résolution de 30 mètres (figure 2). Le logiciel Arc Map, et plus particulièrement l'outil *Spatial analyst*, nous a permis de mesurer les valeurs de pentes pour chacun des pixels. Cette nouvelle image a par la suite été transformée en carte vectorielle, ne conservant que les valeurs de pentes pertinentes, facilitant ainsi le calcul des superficies totales à l'intérieur des bassins versants.

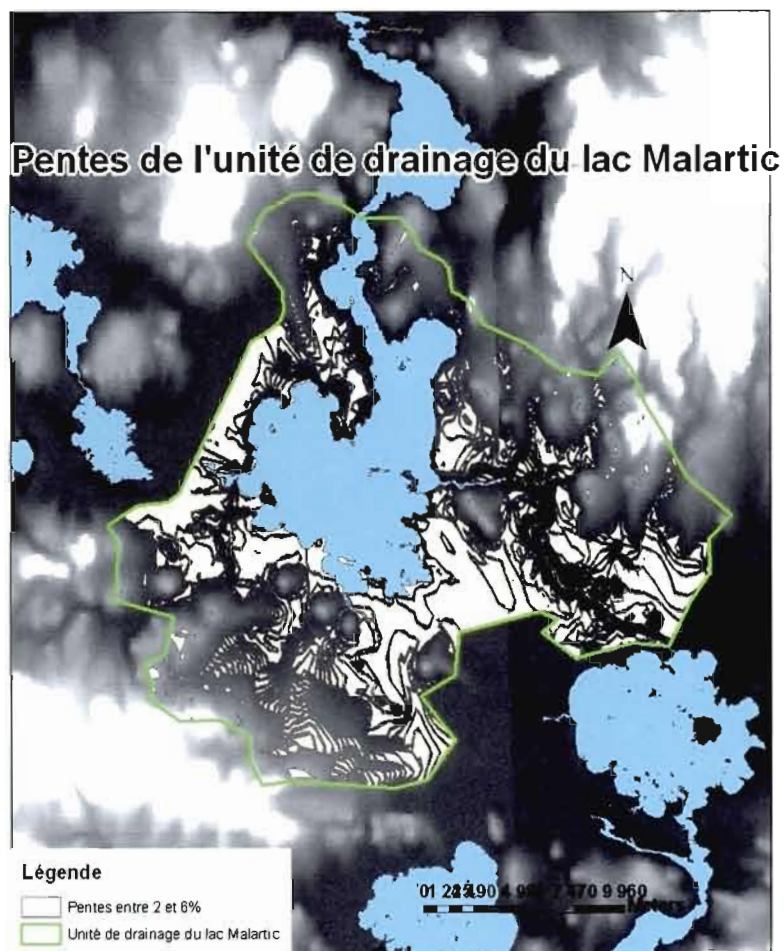


Figure 2 : Exemple de la détermination des pentes pour le lac Malartic

2.3.6 Dépôts meubles de surface

L'Abitibi-Témiscamingue fut recouverte il y a 10 000 ans d'un immense lac pro-glaciaire (lac Ojibway-Barlow). Dans ce lac, d'importantes quantités d'argiles et de limons ont sédimenté. De ce lac subsiste aujourd'hui le Lac Abitibi (Ojibway) et le lac Témiscamingue (Barlow). Autour de ces deux lacs, nous retrouvons ce qui est convenu d'appeler la « petite ceinture

d'argile » (Veillette et coll. 2003). Les sols de cette région sont très riches et très bien drainés et constituent, même à une latitude aussi nordique, d'excellentes terres agricoles. Des études passées (Caron 1997) ont démontré qu'il peut y avoir une interaction entre l'argile et le Hg, favorisant le piégage de ce dernier dans les sédiments. Nous avons donc qualifié chacun des bassins versants selon qu'ils revêtaient ou non plus de 50% de leurs superficies en dépôts de surface constitués d'argile. Pour- ce- faire, nous avons utilisé des cartes de dépôts de surfaces produite par Veillette (2003).

2.4 Variables biogéographiques

Dans la littérature, plusieurs variables biogéographiques sont connues pour avoir une importance soit dans la méthylation du Hg, soit dans le transport de celui-ci. Nous nous concentrerons dans cette étude sur quatre de ces variables, que nous calculerons pour chaque niveau de bassins.

2.4.1 Tourbières

Les tourbières sont connues pour être des milieux propices à la méthylation du Hg (St-Louis et coll. 1994; Porvari 2003; Porvari et coll. 2003, Schwesig et coll. 1999, Gilmour et coll. 2004). Le Nord québécois étant particulièrement riche en milieux humides, ces derniers ont été décrits comme une des variables clés pour expliquer la variabilité des teneurs en Hg dans les poissons, et ce plus particulièrement pour les dorés (Roué-Le Gall et coll. 2005, Harris et coll. 2007).

À l'aide des cartes topographiques de la BNDT, et plus particulièrement des couches vectorielles de terres humides, nous avons calculé leurs superficies pour chaque lac et pour les 4 niveaux de bassins (figure 3). Afin de vérifier l'exactitude des résultats obtenus, nous avons comparé les polygones des cartes topographiques avec les résultats des interpolations d'images satellites landsat que nous avons produites.

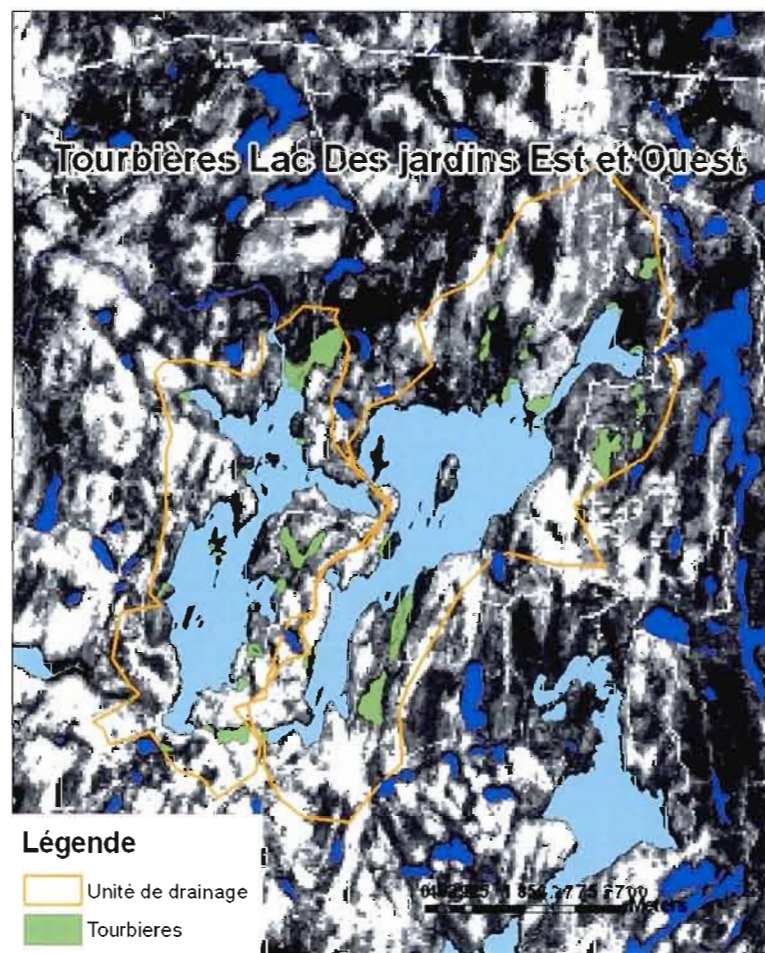


Figure 3 : Exemple de détermination de la présence de tourbières dans le bassin versant de niveau 3 (unité de drainage) d'un lac.

2.4.2 Sols nus

La déforestation est maintenant une variable évoquée pour son rôle joué dans le transport du Hg du bassin versant vers le lac (Garcia et Carignan 1999, Porvari 2003). Dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, les activités d'exploitation forestière sont passées par un maximum il y a déjà quelques années. De nos jours, il se pratique toujours d'importantes coupes forestières, mais celles-ci sont concentrées dans la partie nord-est de l'Abitibi, région peu habitée et peu fréquentée par les pêcheurs. Pour la plupart des lacs dont les bassins versant ont subi des coupes forestières récentes, les données de Hg dans les poissons que nous possédons sont antérieures à ces coupes. Ceci nous obligera donc à rejeter les teneurs de Hg dans les poissons de ces lacs pour valider notre modèle. Toutefois, nous possédons deux lacs de coupes récentes dont les analyses de concentrations de Hg dans les poissons sont contemporaines aux activités de l'industrie forestière.

Pour les lacs dont les bassins versants n'ont pas subi de coupes forestières récentes, le pourcentage de sols nus demeure une variable intéressante puisqu'elle traduit soit des zones agricoles non en culture, soit des affleurements rocheux ou des territoires urbanisés, donc des zones sans couvert végétal.

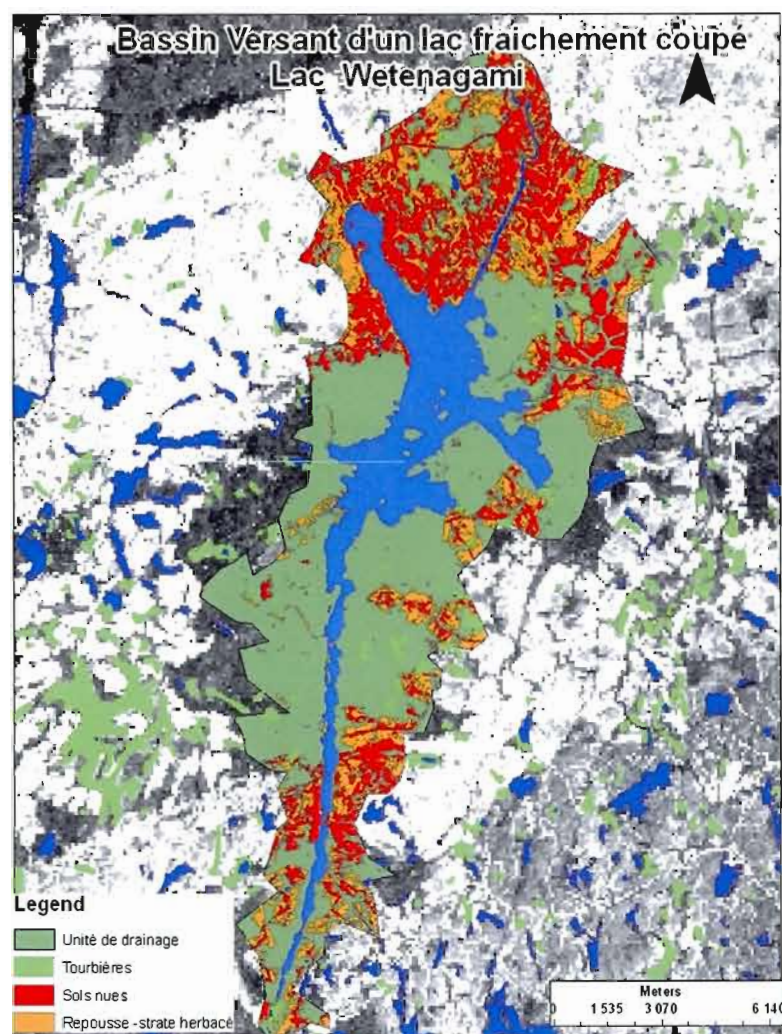


Figure 4 : Exemple d'évaluation des surfaces de sols nus dans un bassin versant

Pour le calcul de la variable « sols nus », nous avons utilisé des images satellites de type Landsat 7 (4 images pour couvrir la région). Pour interpoler les données, nous avons utilisé le logiciel (gratuit) GRASS 6.0. Ce logiciel, à la base des logiciels plus perfectionnés comme ArcGis, fut créé dans les

années 70 par l'armée états-unienne. Depuis, de nombreux ingénieurs travaillent à perfectionner le logiciel, et jumelé à la puissance des ordinateurs d'aujourd'hui, ce logiciel bien que moins convivial, permet d'effectuer des opérations relativement complexes d'analyses spatiales d'images matricielles. Dans le traitement de nos images, nous avons commencé par considérer 7 couches de couvert différents. Ces couches correspondent à 3 couches de différents peuplements forestiers, une couche de surface partiellement dénudée ou de strate herbacée, une couche de sols nus, une couche de sols humides (tourbières) et une couche représentant les différents plans d'eau. La carte matricielle résultante fut exportée vers le logiciel ArcMap. Afin de faciliter le traitement des données, nous avons sélectionné la valeur représentant les sols nus et l'avons reprojctée seule sur une couche (figure 4). Cette couche fut par la suite transformée de matricielle à vectorielle. Chacun des centaines de milliers de polygones ainsi formés fut associé à un bassin-versant, créant un polygone pour chaque bassin, facilitant ainsi le calcul des superficies

2.4.3 Repousse ou strate herbacée

Cette variable représente les portions du bassin versant ayant une surface partiellement dénudée ou avec une végétation basse de type strate herbacée (champs en culture, forêt en régénérescence ou arbustaie.). Cette variable sera particulièrement utile pour calculer le pourcentage du bassin versant étant constitué de forêt mature. Pour calculer cette variable, nous avons procédé de la même manière que pour le calcul de la variable

précédente (sols nus) en utilisant cette fois-ci la valeur des images matricielles représentant la fraction des surfaces partiellement dénudées ou de strates herbacées (Figure 5).

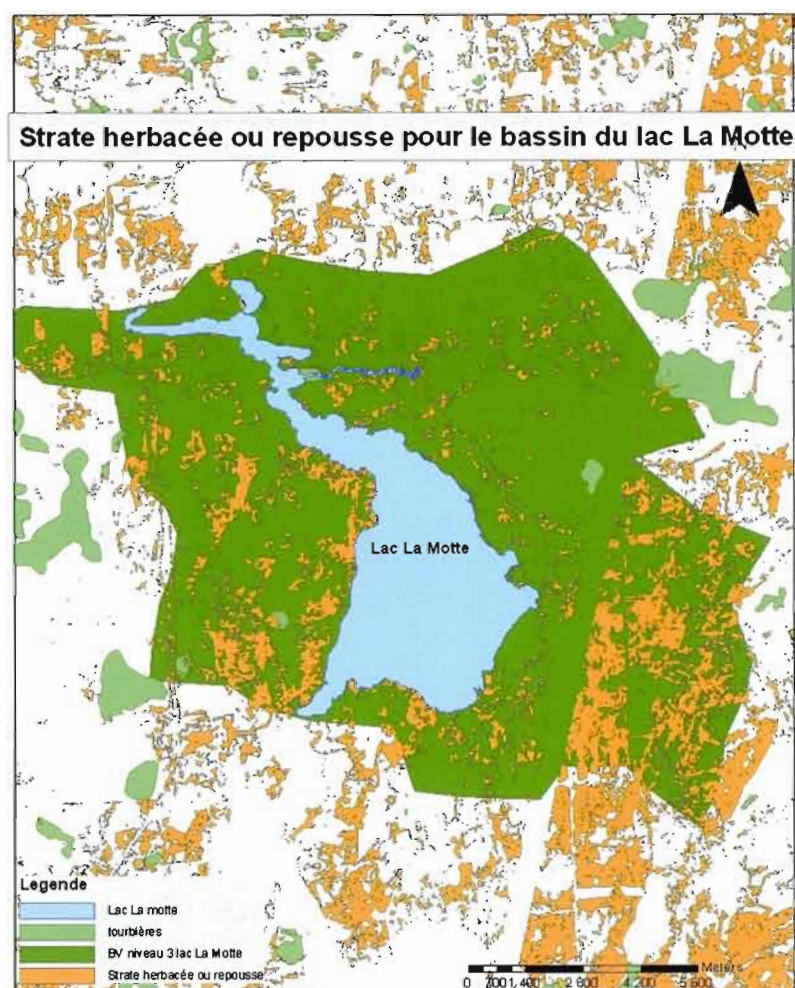


Figure 5 : Exemple d'évaluation des surfaces de strates herbacées ou de repousses forestières dans un bassin versant

2.4.4 Forêt

Récemment, le pourcentage de couvert forestier à l'intérieur du bassin versant a été identifié comme jouant un rôle important quant à la présence de

Hg dans la chair des poissons (Driscoll et coll. 2007, Chen et coll. 2005). De plus, dans une perspective tridimensionnelle, la surface de captage ou de dépôt pour le Hg atmosphérique est multipliée par la surface représentée par les feuilles et les épines. Ceux-ci se déposant sur le sol, le nouveau Hg qu'elles contiennent sera plus facilement transportable par le biais du ruissellement de surface.

Pour calculer cette variable, nous avons procédé simplement par la soustraction des variables précédemment calculées (aires des lacs, aires des tourbières, aires des sols nus, aires des sols partiellement dénudés ou strate herbacée) du total de la superficie des bassins versants.

2.4.5 Présence de mines

En plus des dépôts atmosphériques de Hg, il peut également y avoir des sources ponctuelles de rejets de Hg dans les bassins versants des lacs. Outre les rejets de déchets contenant du Hg (lampes fluo-compactes, thermomètres...) dans les sites d'enfouissement sanitaire, des sources ponctuelles de Hg sont attribuables aux activités minières. Ce secteur industriel, et plus particulièrement celui de l'industrie aurifère, est connu pour utiliser et rejeter d'importantes quantités de Hg dans l'environnement. L'activité minière remet également en circulation du Hg naturellement contenu dans les roches sous forme de cinabre. Dû à de nombreuses intrusions de roches métamorphiques à travers des roches sédimentaires, le sous-sol de l'Abitibi et plus précisément sa partie nord-ouest (le long de la faille de Larder) est connu pour son abondance de ce métal précieux. Plus de

trois cents sites miniers sont donc répertoriés dans la région. Toutefois, de récents travaux tendent à démontrer que l'impact de ces mines et de leurs rejets sur la présence de Hg dans la chair des poissons ne se ferait réellement sentir que tout près des lieux de rejets (Petit 2006).

Ainsi, pour représenter cette variable nous n'avons utilisé que le quatrième niveau de bassin, celui des zones tampons de 1 km autour des lacs. Dans ces zones, nous avons identifié à l'aide de la couche des zones minières des cartes topographiques de la BNDT (points et polygones) le nombre de sites de dépôts miniers ou de lieux d'extraction. Nous avons par la suite comptabilisé le nombre de sites pour chaque zone tampon de 1 km.

2.5 Données disponibles concernant les poissons des lacs

2.5.1 Lacs pour la validation du modèle

Afin de valider notre modèle décrivant les variables ayant le plus d'influence sur la présence de Hg dans la chair de brochets et/ou de dorés, nous utiliserons des données de concentrations de Hg rapportées pour des poissons de 48 lacs de la région à l'étude (Figure 6). Ces données de Hg proviennent de trois sources différentes soit le MENV (ministère de l'Environnement du Québec), Hydro-Québec et le COMERN. Ces lacs sont géographiquement répartis sur l'ensemble du territoire, avec une prédominance pour la MRC d'Abitibi-Ouest, région la plus peuplée et la plus développée de l'Abitibi-Témiscamingue.

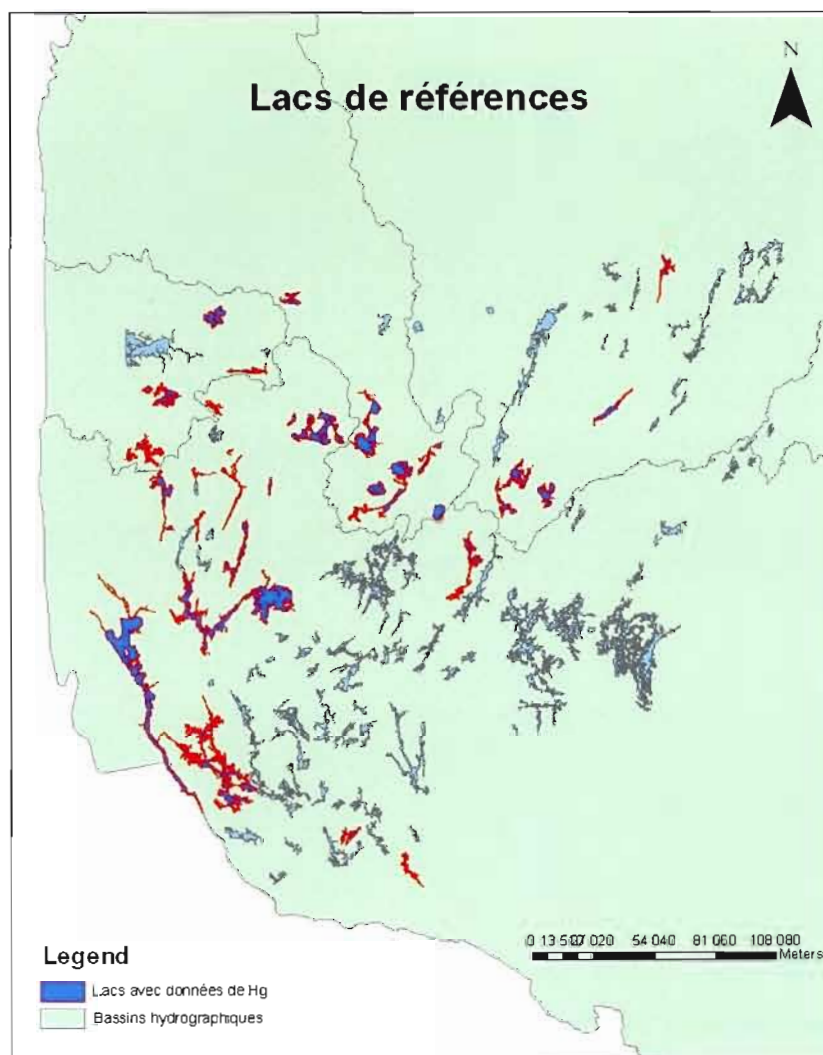


Figure 6 : Lacs de référence avec données de Hg mesurées pour les brochets ou les dorés

2.5.2 Espèces de poissons considérées et teneurs en Hg

Plusieurs espèces de poissons peuplent les eaux des lacs de la région abitibienne. Ces différentes espèces répondent de façon différente à la présence de Hg dans l'environnement. Dans cette étude, nous utiliserons les données concernant les brochets (*esox lucius*) et les dorés jaunes (*Stizostedion*

vitreum). Il s'agit des deux espèces les plus prisées par les pêcheurs de la région. De plus, comme ces deux espèces trônent au sommet de la chaîne alimentaire, il s'agit, avec le touladi, des espèces ayant les plus fortes concentrations en Hg dans leur chair (Lavigne et coll. 2007). Pour comparer les différents lacs entre eux, nous utiliserons des valeurs de Hg pour des longueurs standards de 675 mm pour le brochet et de 375 mm pour le doré (Lavigne et coll., 2007).

Nous disposons de 38 lacs avec des concentrations de Hg pour les brochets à la longueur standard de 675 mm (moyenne de 733 ppb, valeur maximale de 1409 ppb et valeur minimale de 265 ppb) (Figure 7). Pour le doré, nous disposons de 33 lacs avec des concentrations de Hg pour des poissons de longueur standard de 375 mm (moyenne de 585 ppb, valeur maximale de 1188 ppb et la valeur minimale de 170 ppb).

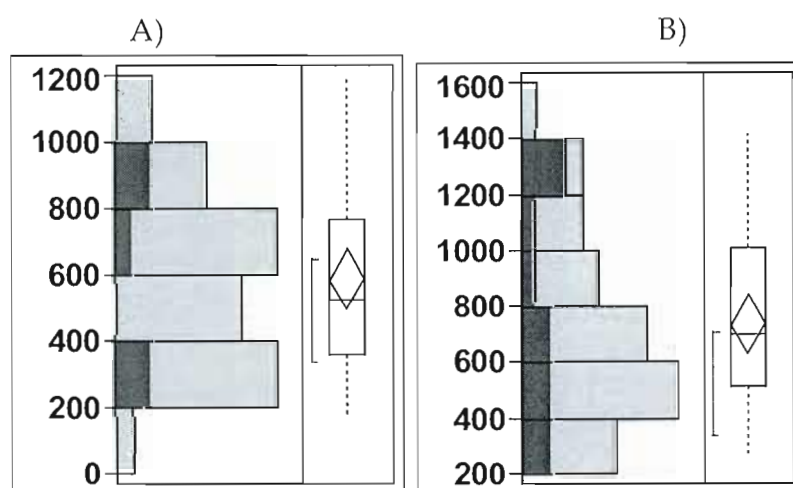


Figure 7 : A) Distribution des valeurs de Hg pour les dorés à la longueur standardisée de 375mm B) Distribution des valeurs de Hg pour les brochets à la longueur standardisée de 675mm

2.6 Traitements statistiques

2.6.1 Estimation des teneurs en mercure pour des poissons de longueurs standards

Nous avons utilisé trois types d'information distincts pour estimer les teneurs en Hg dans des poissons à des longueurs standards données. Le premier type comprenait les lacs qui avaient été échantillonnés dans le cadre des programmes de suivis effectués par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec et dans les activités de recherche du Réseau Collaboratif de Recherche sur le Mercure (COMERN). Ces lacs avaient des effectifs de pêches ainsi que des mesures de mercure dans la chair de poissons en nombre suffisant pour estimer les concentrations en Hg dans des poissons à une longueur standard donnée. Le deuxième type d'information comprend des valeurs de contamination en Hg rendues publiques par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec dans son guide de consommation du poissons (Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce. Gouvernement du Québec, 2002) et ce seulement si les données pour ce lac n'avaient pas été incluses dans l'étude de Lavigne et coll. (2007). Ce guide a la particularité de présenter les valeurs selon trois classes de tailles (petits, moyens et gros poissons) propres à chaque espèce. Dans le cas du grand brochet, un petit spécimen se situait entre 400 et 550 mm, un moyen entre 550 et 700 mm et un poisson de plus de 700 mm tombait dans la catégorie des gros poissons. Pour le doré jaune, les petits, moyens et grands spécimens avaient des longueurs entre 300 à 400 mm, 400 à 500 mm et plus de 500 mm respectivement. Comme

ce guide se veut une information de prévention pour le grand public, l'information scientifique est minimale et seules les valeurs de contamination étaient disponibles pour les classes de taille représentées sans égards pour les effectifs à l'intérieur de celles-ci. Donc, si pour une des deux espèces les trois classes de tailles présentaient des valeurs de contamination, nous avons utilisé les trois valeurs et nous avons utilisé une courbe polynomiale du second degré afin d'estimer la valeur de contamination à la longueur standardisée (Tableau 1 et figure 8). Toutes ces estimations ont été produites à l'aide du logiciel JMPin version 5.1 (SAS institute, 2003). Le troisième type d'information regroupe des informations disponibles dans Lavigne et coll. (2007) et celles du Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce. Quand une des trois classes de tailles manquait dans le guide, nous avons extrapolé en considérant la différence entre la valeur fournie par le guide pour une classe de taille donnée en comparaison avec la valeur obtenue pour l'ensemble des poissons mesurés dans l'étude de Lavigne et coll. (2007) pour cette même classe de taille

Lac	espèce	classes	longueur	Hg moyen*	Hg guide**	Hg _{std} moyen*	Hg _{std} extrapolé
			(mm)	(ng/g)	(ng/g)	(ng/g)	(ng/g)
Lac Macamic	STVI	petite	350	449	650	508	735
Lac Macamic	STVI	grande	575	1040	1740	508	850
Lac Macamic	ESLU	petite	475	359	290	717	579

Tableau 1 . Exemple d'estimation du Hg à la longueur standardisée pour le lac Macamic où seulement une (grand brochet –ESLU-) ou deux (doré jaune –STVI-) classes de tailles sont présentes dans le Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce (Gouvernement du Québec, 2002). * donnée estimée à partir de Lavigne et coll. (2007). ** donnée trouvée dans le Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce.

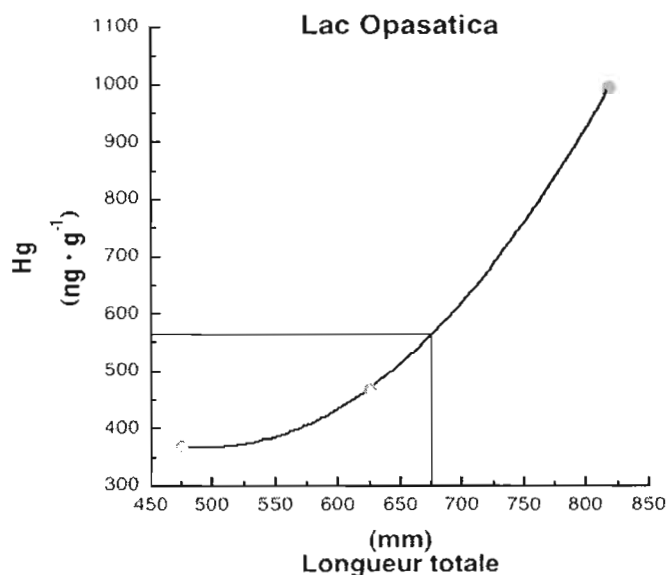


Figure 8 : Exemple d'estimation de la contamination des brochets du lac Opasatica à la longueur standardisée (675 mm) en utilisant les trois estimations fournies par le Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce.

Dans l'exemple du lac Macamic présenté au tableau 1, la colonne longueur indique l'intervalle de classe, les valeurs présentées dans la colonne Hg moyen ayant été estimées à partir de tous les poissons qui ont été utilisés dans l'étude de Lavigne et coll. (2007) pour cette intervalle, ce qui représente la base de comparaison avec la valeur du guide. La colonne Hg_{std} moyen donne la valeur moyenne des concentrations à la longueur standard (675 mm pour le grand brochet et 375 mm pour le doré jaune) sur l'ensemble des lacs compilés dans l'étude de Lavigne et coll (2007). Avec toutes ces informations, nous avons utilisé une simple règle de trois pour extrapoler la concentration à longueur standard à partir de chacune des estimations du guide et nous avons par la suite pris la moyenne des deux estimations le cas échéant. Pour l'exemple du lac Macamic du tableau 1, on obtient :

$$(\text{Hg guide} / \text{Hg moyen}) * \text{Hg}_{\text{std}} \text{ moyen} = \text{Hg}_{\text{std}} \text{ extrapolé}$$

et la valeur de Hg_{std} utilisée pour le doré jaune est 792,5 ng.g⁻¹ (± 57,5 d'écart à la moyenne) et celle du grand brochet est 579 ng.g⁻¹. Finalement nous avons comparé les résultats des lacs où les deux types de mesures pouvaient s'appliquer afin de valider que les extrapolations entraient dans l'intervalle de confiance des estimés effectuées par Lavigne et coll. (2007).

2.6.2. Statistiques de validation du modèle pour l'identification des variables

Pour établir les relations qui pouvaient exister, entre les teneurs en Hg de la chair des poissons des deux espèces et les différentes caractéristiques des bassins versants, nous avons utilisé une régression multiple avec une sélection des variables pas-à-pas à l'aide du logiciel JMPin ver. 5.1 (SAS Institutes, 2003). Les variables indépendantes utilisées étaient la couverture relative de la forêt sur le bassin versant (forêt % BV), celle des sols récemment déforestés, des tourbières et des superficies en repousse ou en exploitation agricole. L'ordre des lacs tel que défini par Riera et al. (2000), le nombre de mines situées dans le bassin versant, le rapport du bassin de drainage sur l'aire du lac, la densité de drainage et la pente moyenne sur le bassin versant ont tous été utilisés comme autres variables indépendantes. Dans un premier temps, tous les lacs ont été sélectionnés pour l'analyse pas-à-pas. Par la suite nous avons effectué des analyses sur des sous-ensembles de lacs suite à l'étude des diagrammes de dispersion entre les variables dépendantes et chacune des variables indépendantes. Par exemple, nous avons effectué les analyses séparément pour les lacs où aucune mine ne se trouvait dans le bassin versant et pour les lacs avec mines. Nous avons aussi séparé les lacs situés dans la petite ceinture d'argile de ceux situés à l'extérieur autant en latitude et en longitude qu'en altitude (altitude maximale du lac Ogibway-Barlow étant de ≈ 300 m).

L'ensemble des relations trouvées était linéaire simple et dans ce contexte nous avons vérifié les conditions d'application de la méthode soit, la linéarité de la relation, la normalité et l'homoscédasticité des résidus de la régression (Scherrer, 1984).

3- Résultats

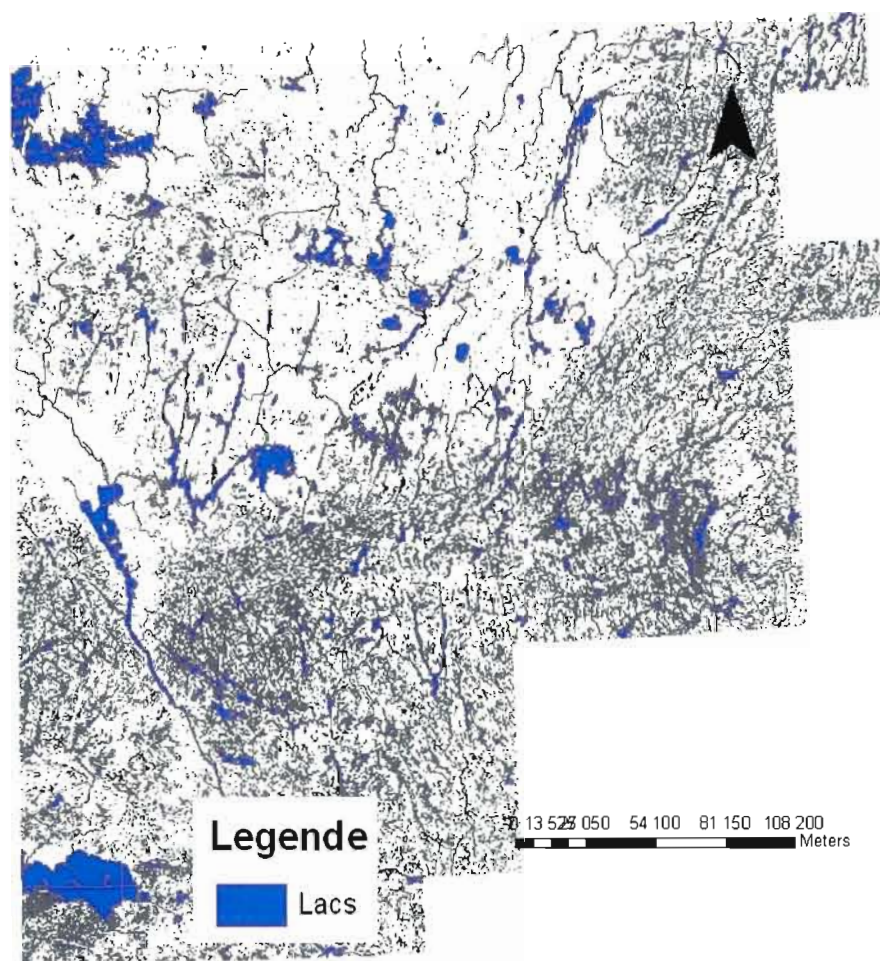
3.1 Identification des lacs retenus pour l'évaluation et la modélisation des taux de Hg

3.1.1 Lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs sportifs

L'analyse spatiale des lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs indique que seuls 189 lacs sur les quelques 20 000 lacs de la région sont accessibles par voie terrestre et ont une superficie de plus de 2 kilomètres carrés. Ces lacs, représentés en vert sur la figure 9 seront considérés comme pertinents pour l'évaluation et la modélisation des taux de Hg dans la chair des poissons. Les autres lacs étant trop petits pour supporter une forte pression de pêche ou n'étant accessibles que par hydravion (ou suite à une longue marche en forêt).

A)

Lacs du territoire de l'Abitibi-Témiscamingue



B)

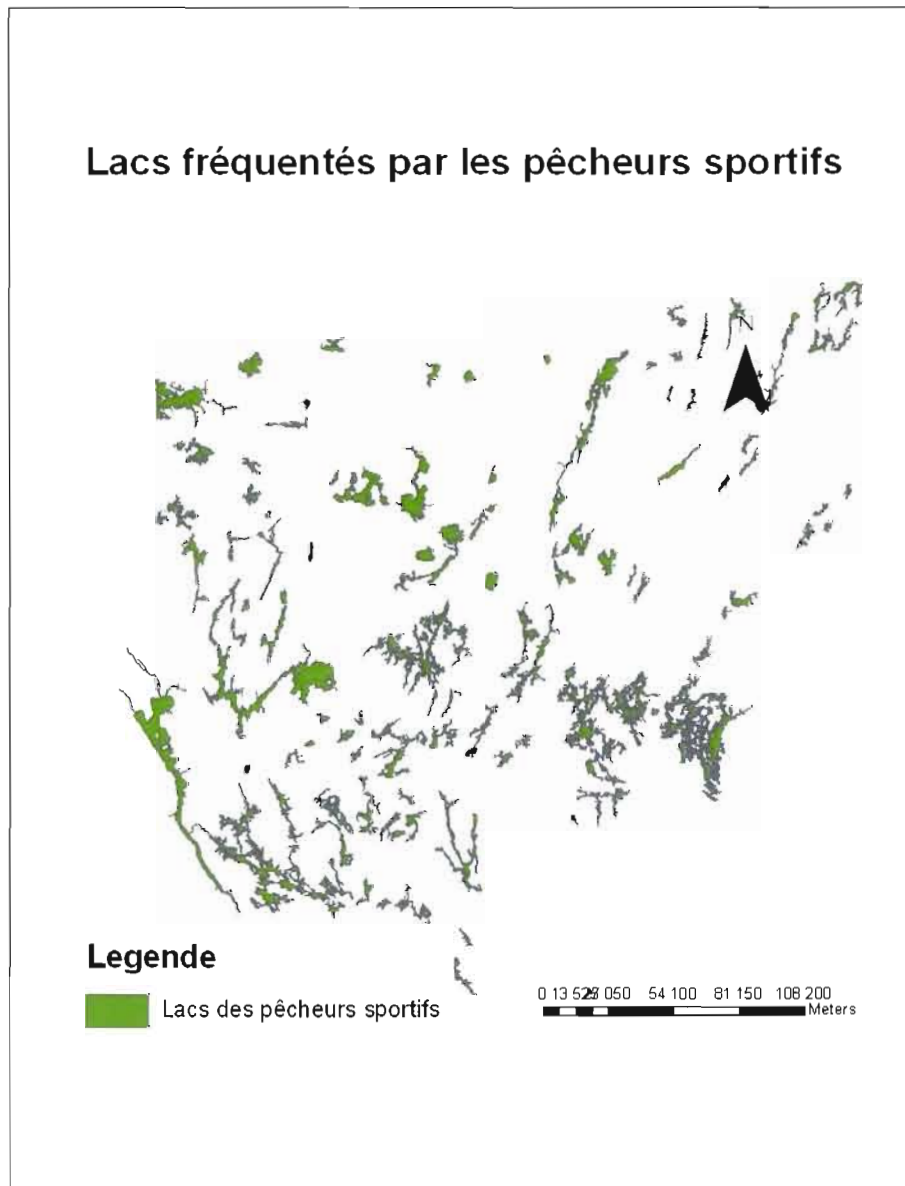


Figure 9 : A) Ensemble des lacs de la région et B) lacs identifiés comme étant potentiellement fréquentés par les pêcheurs sportifs (incluant urbains et autochtones).

3.1.2 Lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs urbains

L'Abitibi compte 85 municipalités. La plupart de ces villes et villages est située en bordure de lacs et rivières. La création de zones tampons de 5 kilomètres autour de ces agglomérations nous a permis d'identifier 13 lacs potentiellement les plus fréquentés par ce groupe de pêcheurs (Figure 10). Évidemment, les lacs ainsi identifiés font également partie des lacs fréquentés par les pêcheurs sportifs (Figure 9B) puisqu'ils sont accessibles par route et ont au moins 2 kilomètres carrés de superficie. Comme le niveau potentiel d'utilisation de ces lacs par les pêcheurs urbains est plus élevé que celui des lacs éloignés par les pêcheurs sportifs, ces lacs sont particulièrement pertinents à étudier.

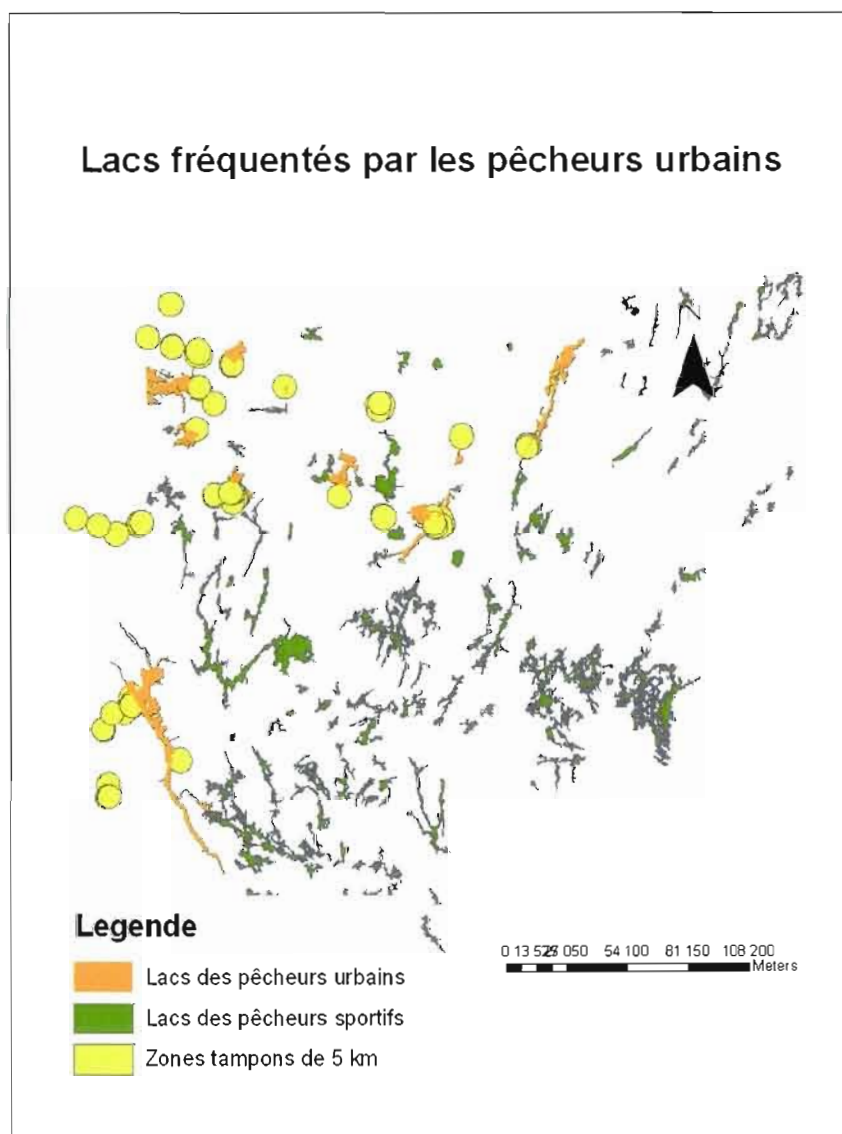


Figure 10 : Lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs urbains

3.1.3 Lacs potentiellement fréquentés pas les pêcheurs autochtones

Les autochtones de la région sont répartis dans sept communautés soit : Pikogan, Kiticisakik, Lac Simon, Timiskaming, Winneway, Kebaowek et Hunter's Point. Suite à notre analyse spatiale, nous avons identifié 19 lacs de

plus de deux kilomètres carrés situés à moins de 10 kilomètres de la réserve ou de l'établissement (Figure 11). Bien que tous ces lacs soit également accessibles aux pêcheurs sportifs et que quelques uns soient aussi accessibles aux pêcheurs urbains, les autochtones qui y pêchent ont une exposition plus grande dû à leurs habitudes de consommation.

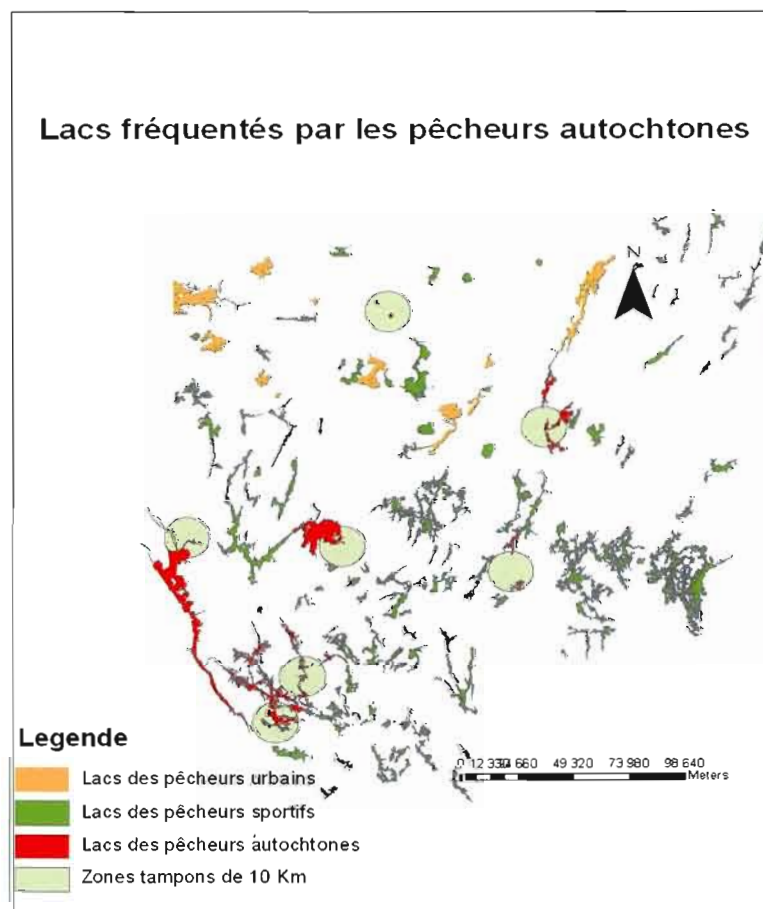


Figure 11 : Lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs autochtones

3.2 Milieu physique

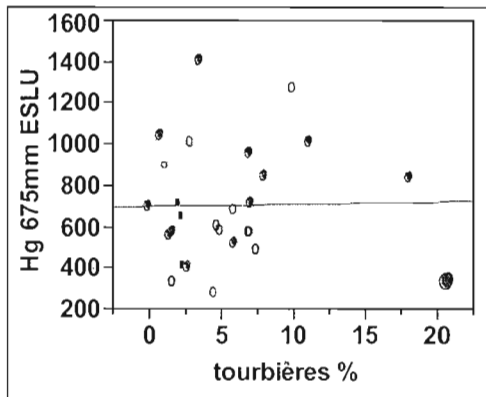
3.2.1 Brochets

Suite au calcul des quelques 50 variables (annexe 1) considérées pour chacun des 38 lacs dont nous disposons de valeurs de Hg, il s'en dégage que peu d'entre-elles expliquent la présence de Hg dans la chair des brochets. Plusieurs variables évoquées à maintes reprises dans la littérature scientifique se sont avérées n'avoir que très peu d'influence sur les niveaux de Hg des poissons récoltés dans les grands lacs potentiellement pêchés de la région.

3.2.1.1 Variables aucunement explicatives

Contrairement à ce qui a été rapporté dans la littérature (Harris et coll. 2007), la présence des tourbières tant dans les bassins versants de niveau 1 (Figure 12A) que dans les unités de drainage, bassin de niveau 3, (Figure 12B) n'explique que très peu la présence du Hg dans la chair des brochets (respectivement des r^2 de 0,03 et de 0,04). Par ailleurs, aucune corrélation n'est observée pour les bassins de niveau 2 et 4. Même en excluant le lac Sabourin, fortement atypique (taux de Hg mesurés extrêmement bas) par rapport aux autres lacs, nous n'obtenons qu'un r^2 de 0,14 avec une probabilité de 0,0547.

A) Hg / tourbières bv1



B) Hg / Tourbières bv3

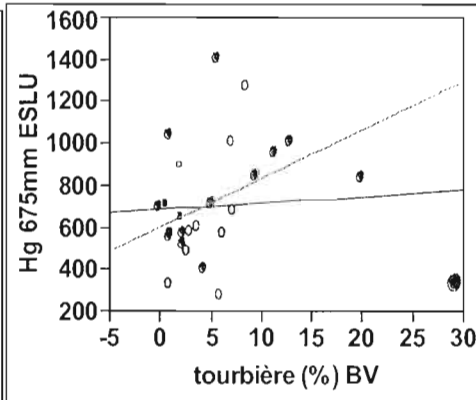


Figure 12 : A) Hg dans la chair des brochets par rapport au pourcentage de tourbières dans les b.v. de niveau 1, B) Hg dans la chair des brochets par rapport au pourcentage de tourbière dans les b.v. de niveau 3

Toujours contrairement à ce qui a été rapporté dans la littérature (Roué, LeGall et coll., 2005, Harris et Coll, 2005), les rapports entre les superficies de drainage et les superficies de lacs par rapport aux teneurs de Hg dans la chair des brochets de taille standardisée ne sont pas plus significatifs. C'est dans les bassins de niveau 1 que nous observons la plus grande variabilité, mais aucune relation ne peut y être faite avec les niveaux de Hg dans les brochets (Figure 13).

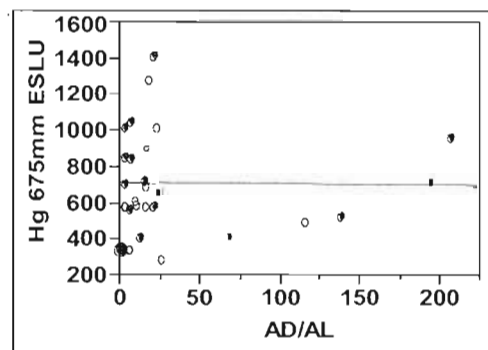


Figure 13 : Hg dans la chair des brochets par rapport au rapport b.v.1 sur aire du lac

La densité de drainage est une autre variable qui normalement est associée aux échanges de Hg entre le bassin versant et le lac. Toutefois, pour les brochets, on ne dénote aucune relation entre cette variable et les niveaux de Hg pour les brochets (Figure 14).

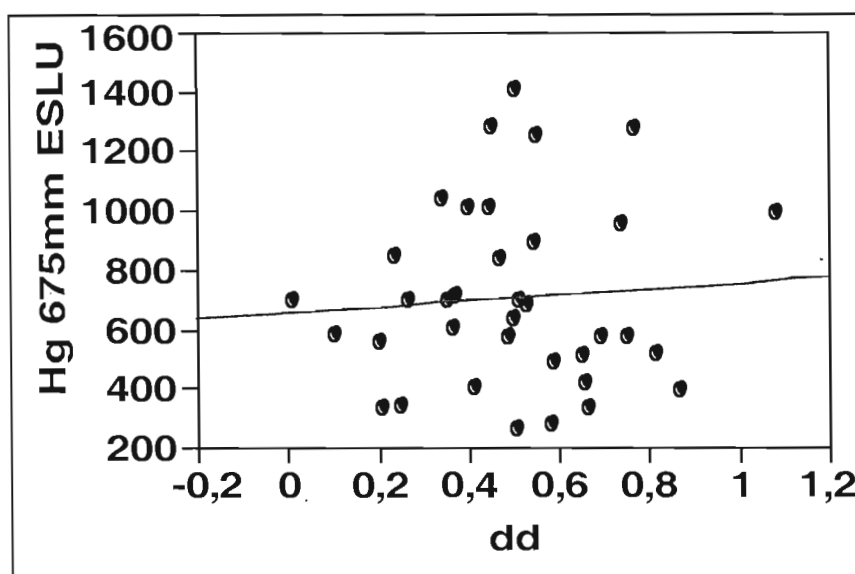


Figure 14 : Hg dans la chair des brochets par rapport à la densité de drainage

3.2.1.2 Variables partiellement explicatives

Le nombre d'exploitations minières dans la zone tampon de 1 km en bordure des lacs explique en partie les teneurs élevées en Hg chez les brochets. En ne conservant que les lacs ayants des mines sur leurs pourtours, le nombre de celles-ci explique 62 % du Hg et ce avec une probabilité de 0,0036 (Figure 15).

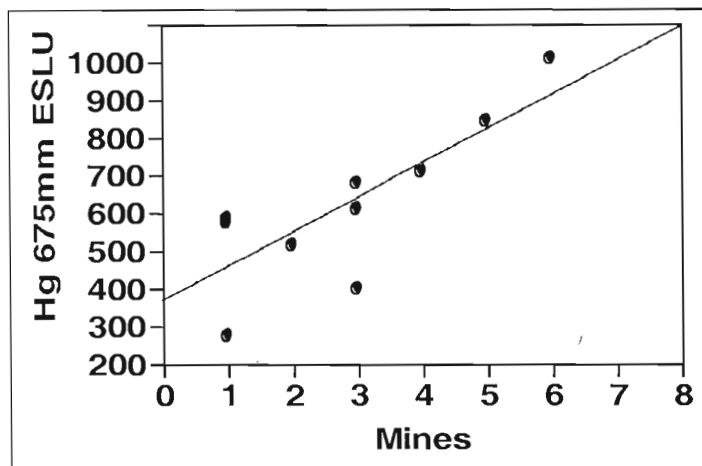
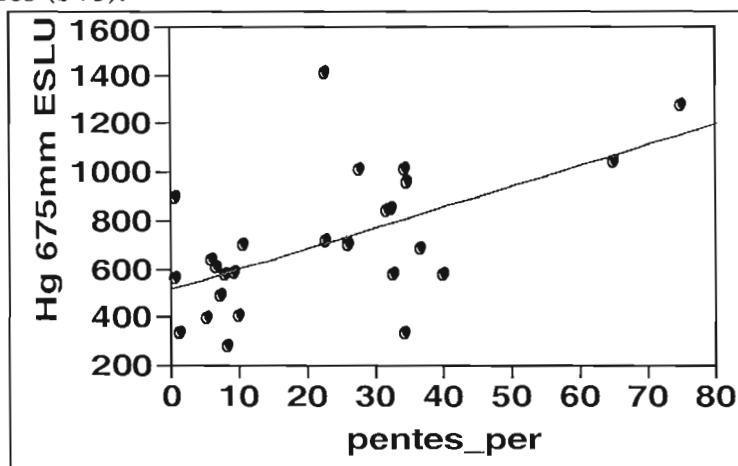


Figure 15: Hg dans la chair des brochets par rapport au nombre de mines dans la zone tampon.

Le pourcentage de surfaces du bassin versant avec des pentes faibles (comprises entre 2 et 6%) explique également en partie les teneurs en Hg dans les brochets. Ainsi, au niveau de bassin le plus représentatif, celui des bassins de niveau 3, les pentes expliquent près du tiers du Hg dans la chair des brochets (r^2 de 0,3407 avec une probabilité significative de 0,0014) (Figure 16).

Figure 16 : Hg dans la chair des brochets par rapport au pourcentage de pentes faibles (bv3).



La fraction du bassin versant couvert de forêts affiche également une relation positive avec les taux de Hg chez les brochets. Pour les bassins versants de niveau 3, les plus représentatifs, on obtient un r^2 de 0,2829 et une probabilité significative de 0,0043 (Figure 17).

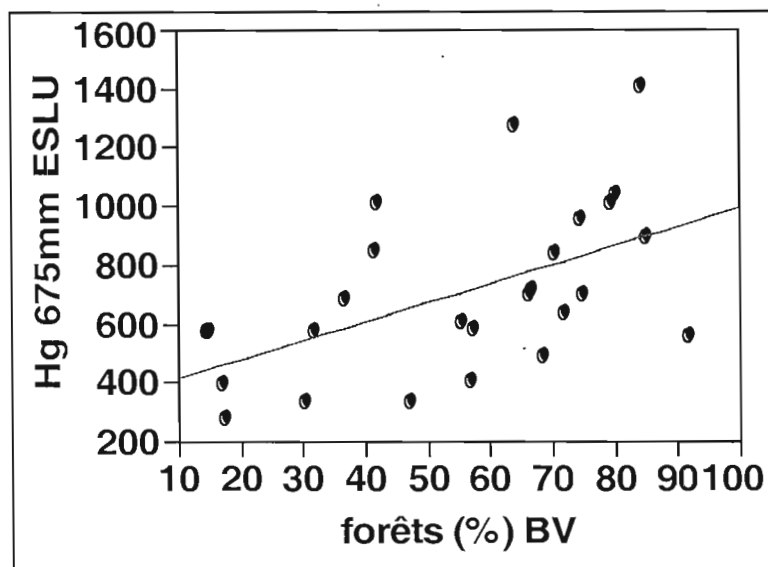


Figure 17 : Hg dans la chair des brochets par rapport au pourcentage de forêt dans bv3.

À l'inverse, nous observons une relation négative entre la fraction du bassin versant présentant des sols nus et les taux de Hg chez les brochets. Toutefois cette relation est nettement moins forte que la précédente, affichant un r^2 de 0,1331 et n'étant pas significative avec une probabilité de 0,0613 (Figure 18).

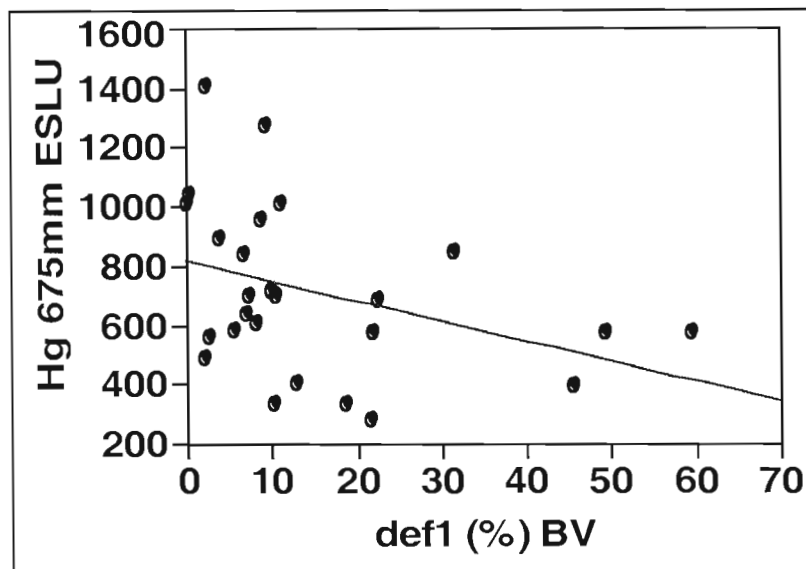
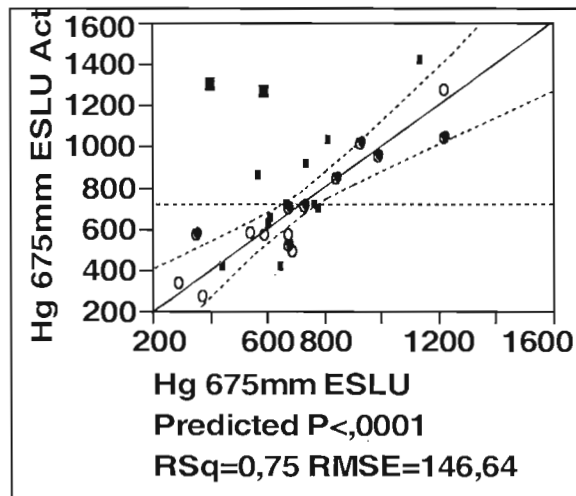


Figure 18 : Taux de Hg dans la chair des brochets par rapport au pourcentage de sols nus dans bv niv.3

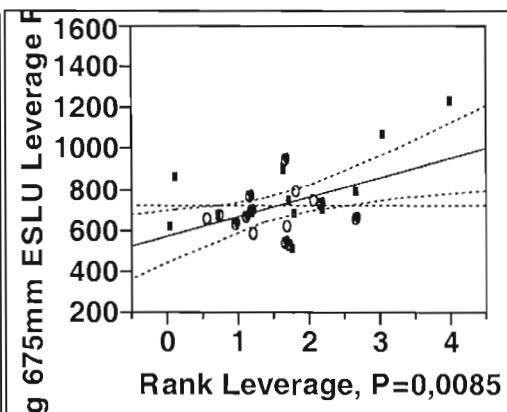
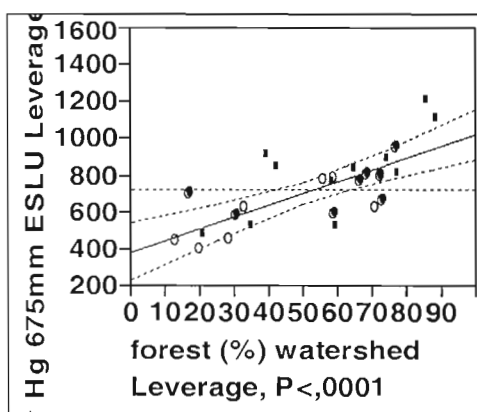
3.2.1.3 Modélisation

Pour expliquer et prédire les taux de Hg dans la chair des brochets, nous avons réalisé une modélisation multivariée utilisant 3 variables explicatives à l'aide du logiciel de statistique *jump*. Il s'agit premièrement de la fraction des bassins versants de niveau 3 sous la forme de forêt, suivi de l'ordre des lacs dans le bassin hydrographique et, finalement, de la fraction des bassins versants de niveau 3 avec une pente faible (Figure 19). À elles seules, ces trois variables expliquent 75% de la présence de Hg dans la chair des brochets.



forêt bv niv.3

Ordre des lacs



pentes faibles bv niv.3

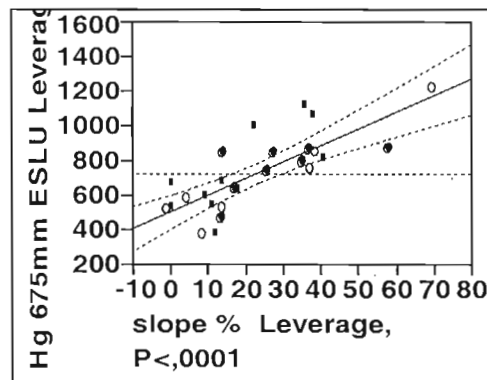


Figure 19 : Modèles à trois variables avec *predicted plot* (jump) Forêt-Ordre-pentes

Pour arriver à cette relation, nous avons dû soustraire du modèle les deux seuls lacs dont les bassins versants ont été soumis à des coupes forestières récentes (coupes fraîches visibles sur les images satellite de 2005) et importantes (plus du tiers du bassin). En effet, ces deux lacs répondent de façon opposée en ce qui a trait à la relation entre niveaux de Hg dans les brochets et fraction de bassin versant sous forme de forêt. La figure 20 illustre, pour les lacs en milieux forestiers, la nette différence entre les lacs avec bassins versants fraîchement coupés (représentés par des carrés) et ceux pour lesquels les coupes datent de plusieurs années avant les pêches.

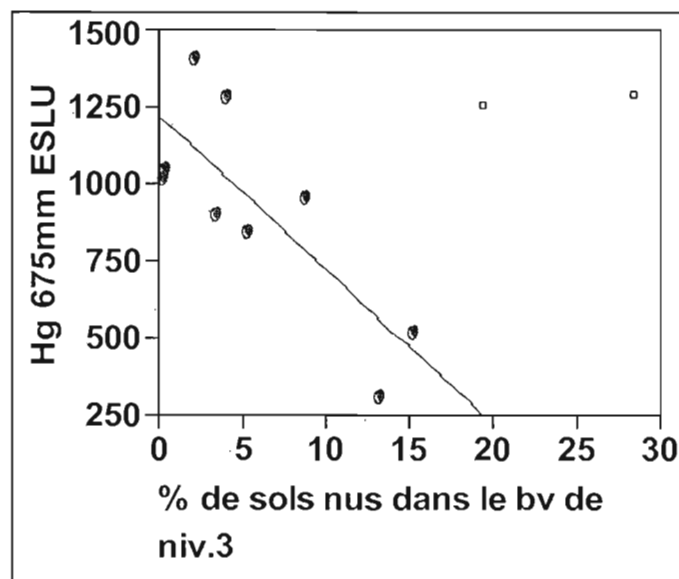


Figure 20 : Taux de Hg dans la chair des brochets par rapport au pourcentage de sols nus dans les bassin niv.3 en milieux forestiers.

Le peu de données de Hg dans les brochets provenant de lacs où les bassins versants ont subi d'importantes coupes forestières récentes est dû au fait que nous avons dû rejeter 8 de ces lacs puisque les pêches avaient été effectuées avant que ces coupes n'aient eu lieu.

3.2.2 Dorés

3.2.2.1 Variables explicatives

Pour les dorés, nous avons tenté de reproduire la modélisation effectuée pour les brochets. Toutefois, aucune relation n'a pu être établie en utilisant l'ensemble des lacs. Pour parvenir à des résultats significatifs, nous avons dû catégoriser nos lacs selon certaines variables.

Tout d'abord, nous avons distingué les lacs ayants des mines sur leurs pourtours. Pour ces lacs, on obtient une relation entre les teneurs en Hg dans les dorés et le nombre de mines dans le bassin versant à moins de 1 km des rives (r^2 de 0,7720 et une probabilité hautement significative de 0,0001) (Figure 21).

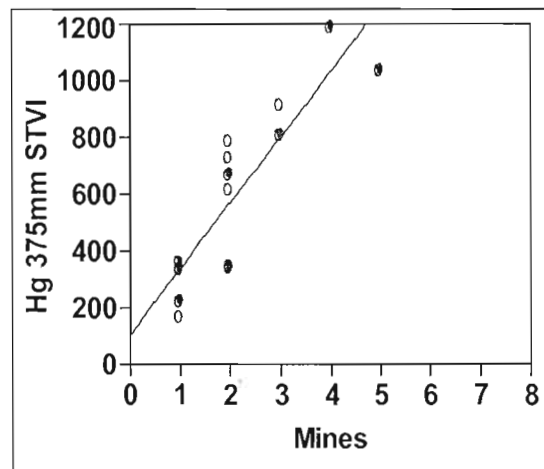


Figure 21 : Taux de Hg dans la chair des dorés par rapport au nombre de mines à moins d'un Km du lac.

Pour les lacs restants où aucune mine n'a pu être recensée dans le bassin versant, nous avons dû les séparer en deux catégories soit, les lacs situés sur la plaine argileuse (plus de 50% des dépôts de surface sont constitués d'argile lacustre) et les lacs situés en-dehors de la plaine argileuse (dépôt de surface principalement constitué de till et de matériel fluvio-glaciaire). Les bassins versants de la première catégorie se retrouvent dans la partie Nord-Ouest du territoire et sont principalement couverts par des zones agricoles et urbaines tandis que ceux de la deuxième catégorie sont principalement recouverts de forêts. Dans la figure 22, le niveau 0 de dépôts de surface constitue les bassins versants en dehors de la plaine argileuse, et le niveau 1 correspond aux lacs situés sur la plaine argileuse.

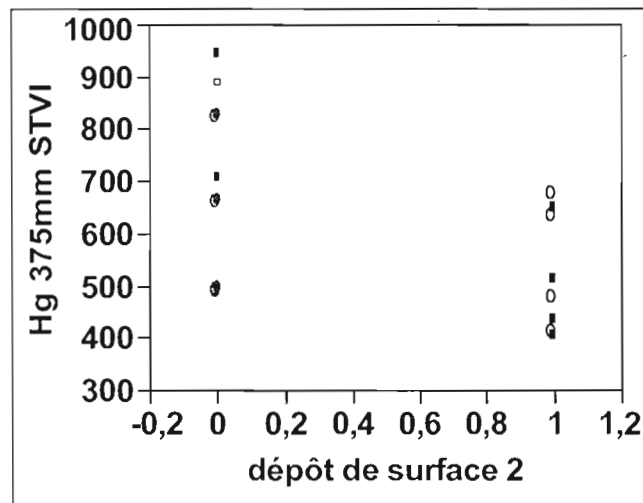


Figure 22 : Taux de Hg dans la chair des dorés par rapport aux dépôts de surface sur b-v niv. 3 .

Pour les lacs de la première catégorie, situés sur la plaine argileuse, c'est la fraction tourbière des bassins-versants de niveau 3 qui explique à elle seule 86,18 % des teneurs en Hg dans les dorés avec une probabilité significative de 0,0025 (Figure 23).

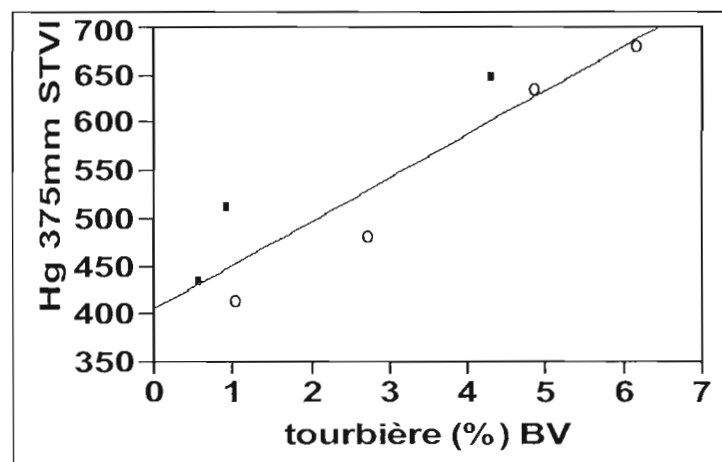


Figure 23 : Taux de Hg dans la chair des dorés par rapport au pourcentage de tourbières dans b-v. niv3 pour les lacs de la plaine argileuse.

Pour les lacs de la deuxième catégorie, ceux en-dehors de la plaine argileuse, c'est également la fraction tourbières des bassins versants de niveau 3 qui présente la relation la plus forte avec les teneurs en Hg des dorés. On obtient un r^2 , un peu plus faible, de 0,5672 et ce avec une probabilité de 0,0192 (Figure 24).

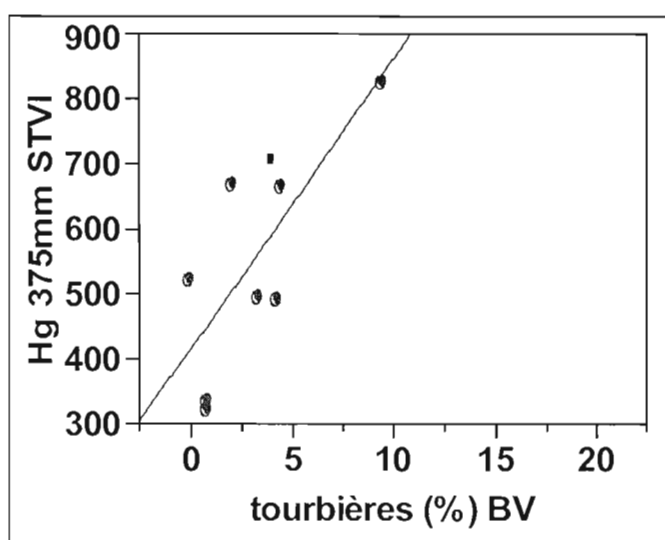


Figure 24 : Taux de Hg dans la chair des dorés par rapport au pourcentage de tourbières dans b-v. niv.3 pour les lacs en dehors de la plaine argileuse.

3.2.2.2 Modélisation

Comme il est impossible de modéliser les teneurs élevées de Hg chez les dorés en utilisant tous les lacs à la fois, nous avons suivi le schéma de la figure 25 et utilisé la variable explicative pour chacune des trois catégories de lacs. S'il y a des mines à moins de 1 Km du lac, on compare ce lac aux autres lacs en milieux miniers, en utilisant le nombre de mines comme variable explicative. Pour les lacs sans mines et situés sur la plaine argileuse, c'est la fraction tourbière dans l'unité de drainage (bassin versant de niveau 3) qui

permet de comparer les lacs entre eux. Finalement, pour la dernière catégorie, (lacs sans mines en-dehors de la plaine argileuse), il s'agit également de la fraction tourbières dans l'unité de drainage qui permet la comparaison des lacs entre eux.

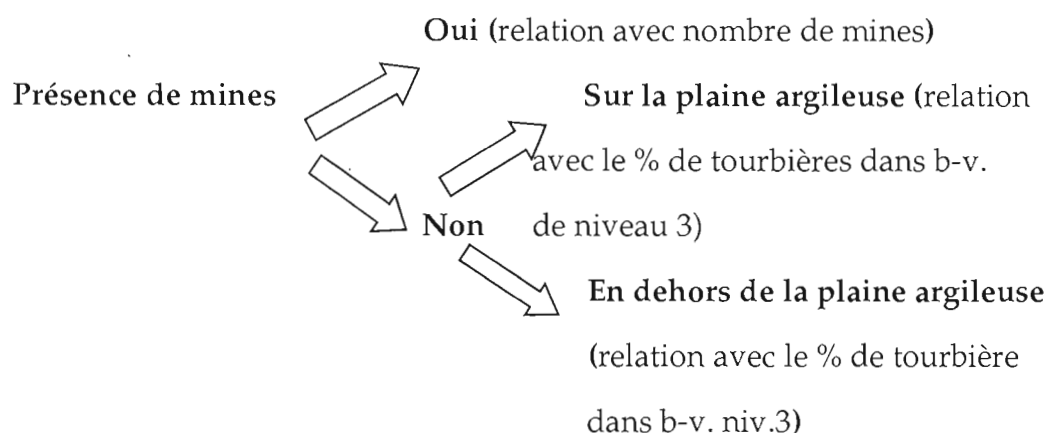


Figure 25 : Schéma pour la classification des lacs dans le cas des teneurs en Hg des dorés

4 Discussion

4.1 Les brochets

Cette étude présente un premier modèle fonctionnel de prédiction des taux de mercure dans la chair des brochets. Ce modèle a l'avantage de pouvoir s'appliquer sur de très grandes régions et de présenter les valeurs de

Hg dans les poissons pour des lacs de différentes tailles même des lacs de très grande taille où la réalité écosystémique rendait difficile la sélection et l'analyse des variables clés.

La première variable en importance dans le modèle développé est le pourcentage de forêt dans le bassin versant de niveau 3. Cette relation s'explique par le fait que la végétation, en zone boréale, capte des quantités importantes de Hg atmosphérique (Chen et coll. 2004). Ce Hg se dépose sur les bassins versants. Étant déjà lié à de la matière organique, ce nouveau Hg sera plus facilement pris en charge par le ruissellement, favorisant sa migration vers les plans d'eau (Driscoll et coll. 2007, Chen et coll. 2005).

L'ordre des lacs quant à lui, explique le rôle du bassin versant total (niveau 1) dans le transfert du Hg d'un lac à un autre. En effet, bien que pour la grande majorité des variables analysées, l'échelle des bassins de niveau 3 (ou unités de drainage) est celle qui donne les relations les plus fortes, la variable représentant l'ordre du lacs dans le grand bassin versant (bassin de niveau 1) permet de prendre en considération l'apport du drainage des surfaces et des lacs en amont.

Enfin, le pourcentage de pentes faibles (entre 2 et 6 %) est également un indicateur des transferts entre le bassin versant et le lac. Une pente faible (non-nulle) favorise le transport de matière organique provenant des horizons de surface. C'est également de ces horizons organiques que provient

principalement le Hg qui atteint les plans d'eau (Teisserenc, en préparation, Ouellet 2007)

4.2 . Les Dorés

Plus difficile à modéliser, le Hg dans les dorés est mesurable en séparant les lacs en trois catégories différentes, les lacs avec mines, les lacs sur la plaine argileuse et les lacs en dehors de la plaine argileuse. Pris séparément, chacun de ces groupes de lacs est analysé en utilisant la variable explicative du pourcentage de tourbière dans l'unité de drainage (bassins de niveau 3).

Le pourcentage de tourbière a souvent été identifié comme étant un paramètre clef pour la teneur en Hg des dorés des lacs de la forêt boréale (Garcia et Coll. 2005, Canuel et Coll 2004, Roué-Le-Gall et Coll. 2005). Cette variable n'explique toutefois pas la présence de Hg chez d'autre espèces comme le brochet. Cette distinction est probablement due à l'éthologie différente de ces deux espèces, le doré s'alimentant en zone pélagique tandis que le brochet préférant les eaux peu profondes à proximité des rivages.

4.3. Modélisation des résultats des teneurs en Hg dans les poissons et corrélation avec les valeurs mesurées directement

4.3.1. Les Brochets

Avec notre modèle, nous avons prédit les teneurs en Hg dans les brochets pour les 27 lacs de la région pour lesquels nous avons par ailleurs des données mesurées de Hg dans la chair de ces poissons. Les résultats obtenus par la modélisation concordent très bien avec les valeurs mesurées en laboratoire (Tableau 2). Nous pouvons donc expliquer environ 74% (r^2 de 0,74) de la présence de Hg dans la chair des brochets en appliquant notre modèle relativement simple à trois variables. Le succès de notre démarche permet d'envisager l'application de cette méthode à l'ensemble des 132 autres lacs fréquentés par les pêcheurs. Nous obtenons ainsi un portrait global de la situation pour la région beaucoup plus intéressant et pertinent que celui du guide de consommation du poisson de pêche sportive proposé par le gouvernement du Québec (Ministère de la Santé et des Services Sociaux, 1995).

Tableau 2: Valeurs calculées et mesurées de Hg pour les brochets à la taille standardisée de 675mm des lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs

	Valeurs calculées (ppb)	Valeurs mesurées (ppb)
Lac Beauchastel	341	579
Lac Beaudry	578	639
Lac Bousquet	690	495
Lac Bruyère	446	399
Lac Buies	767	699
Lac Cadillac	679	579
Lac Chazel	1068	1278
Lac Dasserat	637	405
Lac Faillon	726	896
Lac Fontbonne	514	587
Lac Hébécourt	249	336
Lac Joutel	634	701
Lac Langis	1027	955
Lac Malartic	798	685
Lac Pascalis	936	1016
Lac Sabourin	600	335
Lac Vallet	693	519
Lac Blouin	539	848
Lac Lemoine	724	714
Lac Preissac	596	611
Lac Macamic	608	579
Lac Duparquet	853	1014
Lac Gueguen	1202	1409
Lac Villebon	846	843
Lac Aux-Sangsues	558	645
Lac Dufresnoy	280	367
Lac Eyglies	1047	1119

Il reste donc 132 lacs dans la région. Pour déterminer les taux de Hg dans les brochets de ces lacs, il faudra calculer les trois variables (forêt, ordre

et pente) pour chaque bassin versant de niveau 3 (bassin incluant les surfaces se déposant directement dans le lac à l'étude sans transiter par un autre lac). Il suffit ensuite d'appliquer la formule dégagée par la modélisation des lacs avec valeurs mesurées aux autres lacs fréquentés par les pêcheurs :

$$A = (6,5536832x + 125,94707y + 10,511197z) - 96,70138$$

Où : A= Valeurs en ppb de Hg pour un brochet de 675mm

X = Pourcentage de forêt dans l'unité de drainage

Y = L'ordre du lac (valeurs négative = 0)

Z = Pourcentage de pentes entre 2 et 6 % dans l'unité de drainage

Nous avons d'ores et déjà modélisé la présence de Hg dans le brochet pour 32 de ces lacs (pêches sportives) pour lesquels il n'y avait pas de données d'analyses de Hg dans les poissons (Tableau 3). Dans un avenir rapproché, il serait intéressant de poursuivre le travail et de modéliser les teneurs en Hg dans les brochets des quelques 100 lacs restants.

Tableau 3 : Valeurs calculées de Hg pour les brochets à la taille standardisée de 675mm des lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs

	Valeurs calculées (ppb)
Lac Chicobi	827
Lac De Montigny	646
Lac Desjardins Est	538
Lac Desjardins Ouest	682
Lac Héva	539
Lac Kipawa	925
Lac La Motte	469
Lac Matchi-Manitou	904
Lac Senneville	736
Lac Tee	670
Lac Chassignolle	877
Grand Lac Victoria	708
Lac Lois	491
Petit lac Barrière	605
Lac Baby	219
Lac Gaotanaga	1037
Lac Basserode	592
Lac Hunter	937
Lac Audoin	770
Lac Tiblemont	847
Lac Simon	872
Lac Ostaboningue	782
Lac Hunter's point	836
Lac Lambert	994
Lac Green	928
Lac Cawasachouane	684
Lac La Perche	1300
Lac Pommeroy	586
Lac Fiedmont	698
Lac Dufault	537
Lac Robertson	821
Lac Parent	735

4.3.2 Les Dorés

Pour les teneurs en Hg chez les dorés, notre modèle commande de diviser les lacs en trois groupes soit : Les lacs avec mines ou zones de dépôts miniers à moins de 1 km des rives du lac, les lacs situés sur la plaine argileuse (plus de 50% du bassin constitué de dépôts de surface argileux), et les lacs à l'extérieur de la plaine argileuse (moins de 50% du bassin constitué de dépôts de surface argileux). Pour chacun de ces groupes, nous utilisons la variable représentant le pourcentage du bassin versant de niveau 3 recouvert de terres humides (tourbières).

Tout comme pour les brochets, le modèle réalisé pour les dorés des lacs de l'Abitibi-Témiscamingue apparaît bien représenter les observations in situ. Le premier groupe de lacs, les lacs avec mines ou sites de dépôts minier situés à moins de 1 km du plan d'eau, n'a pas fait l'objet d'une modélisation pour cette étude. En effet, tous les lacs recensés dans ce travail comme étant régulièrement pêchés par un nombre important de pêcheurs et faisant partie de la catégorie des lacs avec mines avaient fait l'objet d'analyses mercurielles dans l'une ou l'autre des trois sources de données de Hg utilisées pour construire notre modèle (MENV, COMERN, Hydro-Québec). Nous avons donc modélisé la présence de Hg pour les dorés des deux autres catégories de lacs soit, les lacs situés sur la plaine argileuse et les lacs situés en-dehors de la plaine argileuse.

Pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs de la région situés sur la plaine argileuse, les valeurs prédites sont très fortement

corrélées avec les valeurs mesurées en laboratoire. Nous obtenons pour ces lacs un r^2 de 0,8618 et ce avec une probabilité de 0,0025 (Tableau 4). Ainsi, pour modéliser les autres lacs de la plaine argileuse, nous proposons la formule suivante :

$$A = 45,600491x + 405,29243$$

Où : A = valeurs de Hg prédites dans la chair des dorés à la taille standardisée de 375mm,

X = Pourcentage de tourbières dans l'unité de drainage (bassin de niveau 3).

Tableau 4 : Valeurs calculées et mesurées de Hg pour les dorés à la taille standardisée de 375mm des lacs situés sur la plaine argileuse et potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs

	Valeurs mesurées (ppb)	Valeurs calculées (ppb)
Lac Bousquet	480	532
Lac Bruyère	645	603
Lac Buies	430	432
Lac Chicobi	635	629
Lac Cadillac	679	689
Lac Hébecourt	414	454
Lac Héva	509	449
Lac Lois	398	575

Nous avons ensuite appliqué notre modèle à 11 lacs situés sur la plaine argileuse pour lesquels il n'existe pas de mesures de Hg dans les dorés (Tableau 5).

Tableau 5 : Valeurs prédites de Hg pour les dorés à la taille standardisée de 375mm des lacs situés sur la plaine argileuse et potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs.

Lacs	Valeurs calculées (ppb)
Lac Tee	612
Lac Chassagnolle	569
Lac Hunter	485
Lac Audoin	538
Lac Ostaboningue	458
Lac Hunter's point	695
Lac Green	511
Lac Fiedmont	566
Lac Dufault	634
Lac Robertson	599
Lac Beaudry	502

Les lacs situés hors de la plaine argileuse, quoi qu'un peu moins fortement que pour les lacs situés sur la plaine, affichent une bonne corrélation entre les valeurs mesurées en laboratoire et les valeurs prédites par notre modèle (tableau 6). On obtient cette fois ci un r^2 de 0,7739 avec une probabilité de 0,004 (Tableau 6). Nous proposons donc l'équation suivante pour modéliser la présence de Hg dans les dorés à la taille standardisé de 375mm pour les autres 12 lacs de la région (tableau 7) :

$$A = 47,546946x + 322,60839$$

Où : A = La valeur prédite de Hg dans la chair des dorés à la taille standardisée de 375mm,

X = Pourcentage de tourbières dans l'unité de drainage (bassin de niveau 3).

Tableau 6: Valeurs calculées et mesurées de Hg pour les dorés à la taille standardisée de 375mm pour les lacs situés en dehors de la plaine argileuse et potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs

	Valeurs mesurées (ppb)	Valeurs calculées (ppb)
Lac Aux-Sangsues	322	370
Lac Desjardins Est	496	536
Lac Desjardins Ouest	492	609
Lac Eyglies	334	371
Lac Gueguen	665	592
Lac Pascalis	826	941
Grand Lac Victoria	701	546
Lac Gaotanaga	940	808

Tableau 7 : Valeurs calculées de Hg pour les dorés à la taille standardisée de 375mm des lacs situés en dehors de la plaine argileuse et potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs.

Noms	Valeurs calculées (ppb)
Lac Chazel	735
Lac Langis	866
Lac Matchi-Manitou	565
Lac Villebon	1273
Petit Lac Barrière	571
Lac 7250	388
Lac Basserode	486
Lac Simon	385
Lac Lambert	499
Lac Cawasachouane	430
Lac La Perche	756
Lac Pommeroy	385

4.4 Cartographie pour les différents groupes d'utilisateurs

En ne sélectionnant que les lacs étant potentiellement pêchés par des pêcheurs et ce, fréquemment, nous prenons en considération l'exposition

réelle des populations au Hg. Ceci permet d'envisager une utilisation directe des résultats de cette étude par les utilisateurs de la ressource. La caractérisation de trois groupes d'utilisateurs permet de mieux cibler les lacs pertinents à étudier. Il est normalement plus facile de travailler sur de petits lacs pour lesquels on contrôle la majorité des variables. Toutefois, ce ne sont pas dans ces lacs que les adeptes de la pêche pratiquent le plus souvent leurs activités. Pour cette étude, nous avons identifié trois groupes d'utilisateurs de la ressource. Nous avons, à l'aide d'analyse spatiale et de traitement cartographique, identifié les lacs fréquentés par chacun de ces groupes d'utilisateurs.

4.4.1 Les pêcheurs sportifs

Pour le premier groupe, constitué des pêcheurs sportifs, leurs niveaux d'exposition est plutôt faible. Ils pêchent sur des lacs situés un peu partout sur le territoire, souvent de façon récréative et pendant de courtes durées. Sur les 20 000 lacs de la région, 189 ont été identifiés comme étant d'assez grande dimension pour supporter une pression de pêche importante, tout en étant accessibles par voie terrestre. Parmi ces 189 lacs, nous disposons de valeurs de Hg chez le brochet pour 27 lacs et chez le doré pour 32 lacs. Parmi les données de Hg dans les poissons analysées pour cette étude, nous avons pu constater que les spécimens de grandes tailles, autant pour le brochet que pour le doré, comportaient des teneurs en Hg beaucoup plus élevées que ceux de petite ou moyenne tailles. Ceci confirme le lien entre taille et teneurs en Hg maintes fois évoqué dans la littérature (Garceau et al. 2005, Lavigne et

al. 2007). Or, bien que ne pêchant pas toujours de façon régulière, les pêcheurs sportifs sont toujours à la recherche de poissons trophées (gros spécimens) et privilégient les espèces au sommet de la chaîne alimentaire dont le brochet et le doré, espèces aussi les plus chargées en Hg

Pour cette étude, nous avons fait le choix de nous concentrer sur les lacs fréquentés par les deux autres groupes d'utilisateurs (pêcheurs urbains et pêcheurs autochtones), encore plus exposés au MeHg par le biais d'une exposition plutôt chronique qu'aiguë. Ces lacs faisant également partie des lacs fréquentés par les pêcheurs sportifs, nous avons donc modélisé et cartographié la présence de Hg dans le brochet pour 32 lacs et dans le doré pour 23 lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs sportifs mais pour lesquels il n'existait pas à ce jour de données Hg dans les poissons. Toutefois, il serait important de compléter l'analyse des quelques 100 lacs restants pour le groupe d'utilisateurs des pêcheurs sportifs. Les hautes teneurs mesurées en Hg (valeur maximale de 1409 ppb) autant que les hautes teneurs prédites en Hg (valeur maximale de 1300 ppb) démontrent la pertinence de connaître la situation réelle et actuelle pour chacun des lacs fréquentés par ces pêcheurs. La pêche sportive demeure un excellent moteur de développement socio-économique pour la région, et développer cette activité passe par une meilleure connaissance de la situation mercurielle dans les poissons pour les différents plans d'eau. En transférant ces connaissances aux pêcheurs, ils seront mieux à même de moduler leur consommation de poisson en fonction

de la qualité des poissons qu'ils pêchent et de privilégier des lacs moins à risque.

À partir des résultats obtenus par la modélisation, nous pouvons produire une cartographie répondant aux besoins des pêcheurs de la région (Figures 26 et 27). Pour classifier ces lacs, nous avons opté pour un code de couleurs simple (rouge, orange, jaune et vert). Les lacs ayant des taux mesurés ou prédits de Hg dans les poissons inférieurs à 0,5 ppm (norme canadienne en MeHg pour la commercialisation des poissons (ACIA)) ont été identifiés par la couleur verte. Les lacs ayant des taux mesurés ou prédits de Hg dans les poissons compris entre 0,5 et 0,7 ppm ont été identifiés en jaune,. Les lacs ayant des teneurs mesurées ou prédites de Hg dans les poissons comprises entre 0,7 et 1 ppm ont été identifiés par la couleur orange. Finalement les lacs ayant des teneurs supérieures à 1 ppm (norme canadienne pour le Hg et pour le MeHg dans le cas d'espèces exotiques comme le thon (ACIA)) ont été identifiés par la couleur rouge.

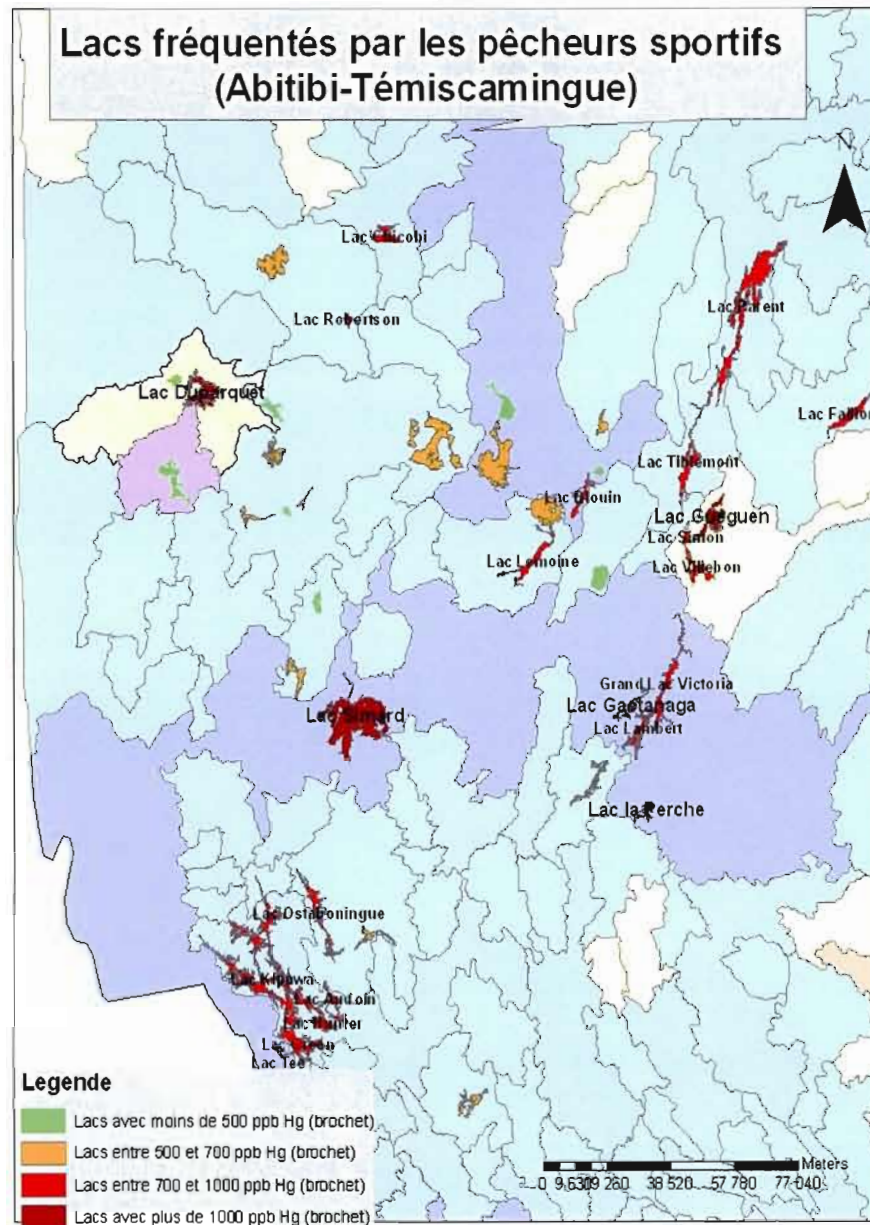
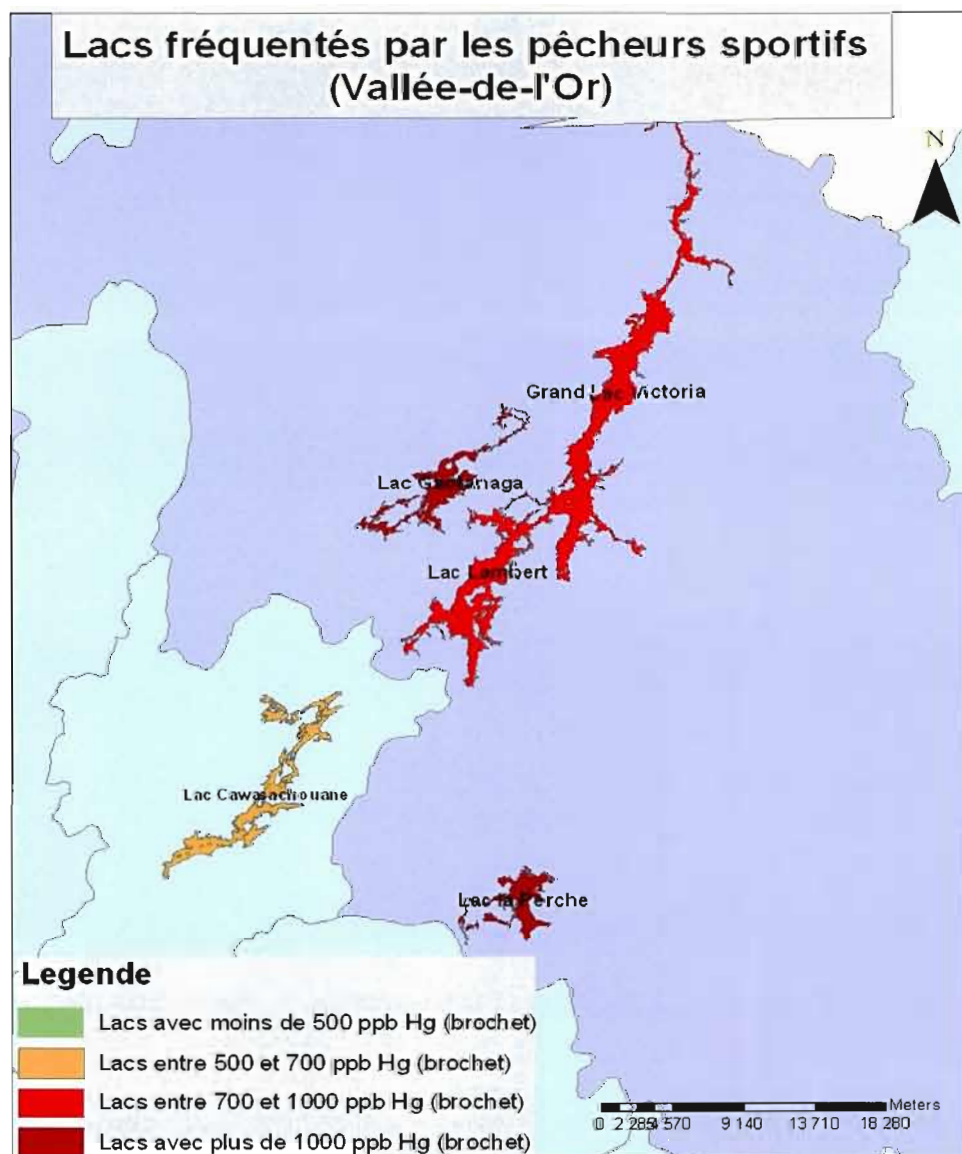
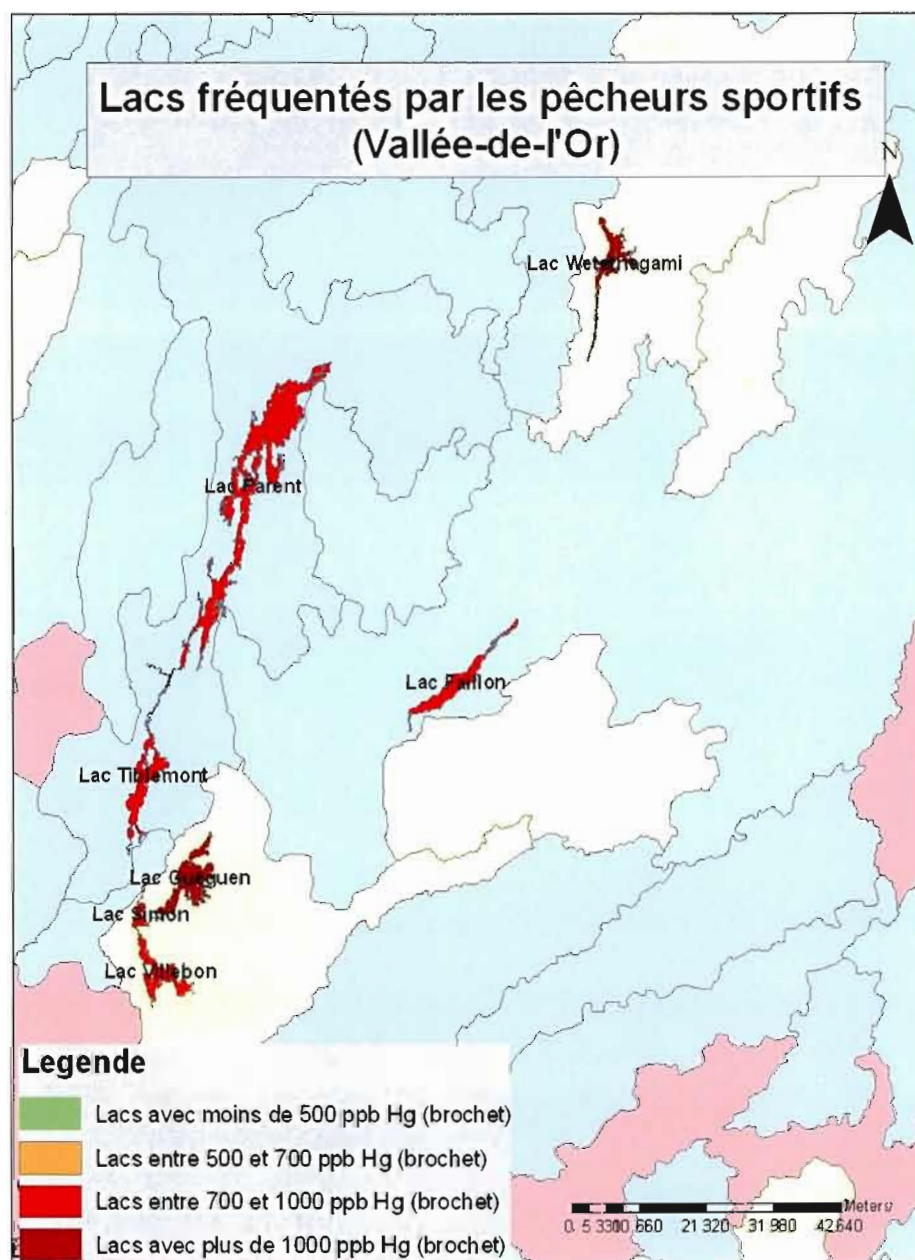


Figure 26 : Carte de la région de l'Abitibi-Témiscamingue pour les valeurs de Hg prédites dans la chair des brochets des lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs

A)



B)



Pour le doré, nous possédions des valeurs mesurées de Hg pour 32 lacs. Pour la création des cartes, nous avons ajouté les 27 lacs pour lesquels nous avons prédit grâce à notre modèle la présence de Hg (Figures 28 et 29). Comme expliqué précédemment, nous avons dû diviser les lacs en trois catégories, les lacs avec mines, les lacs sans mines sur la plaine argileuse et les lacs sans mines en-dehors de la plaine argileuse.

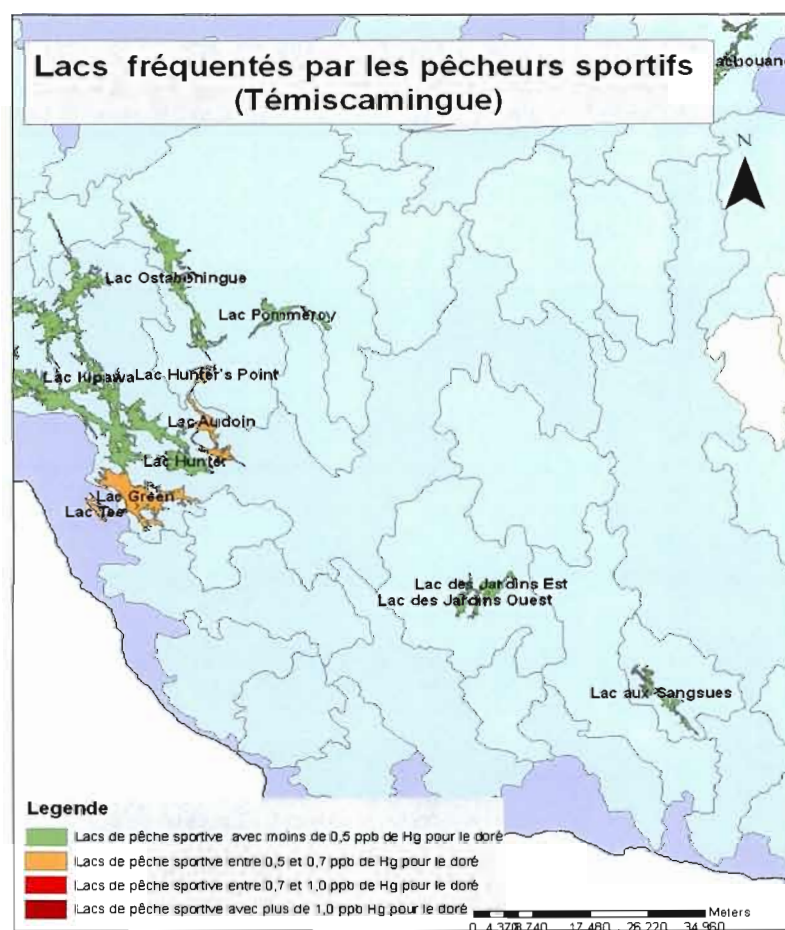
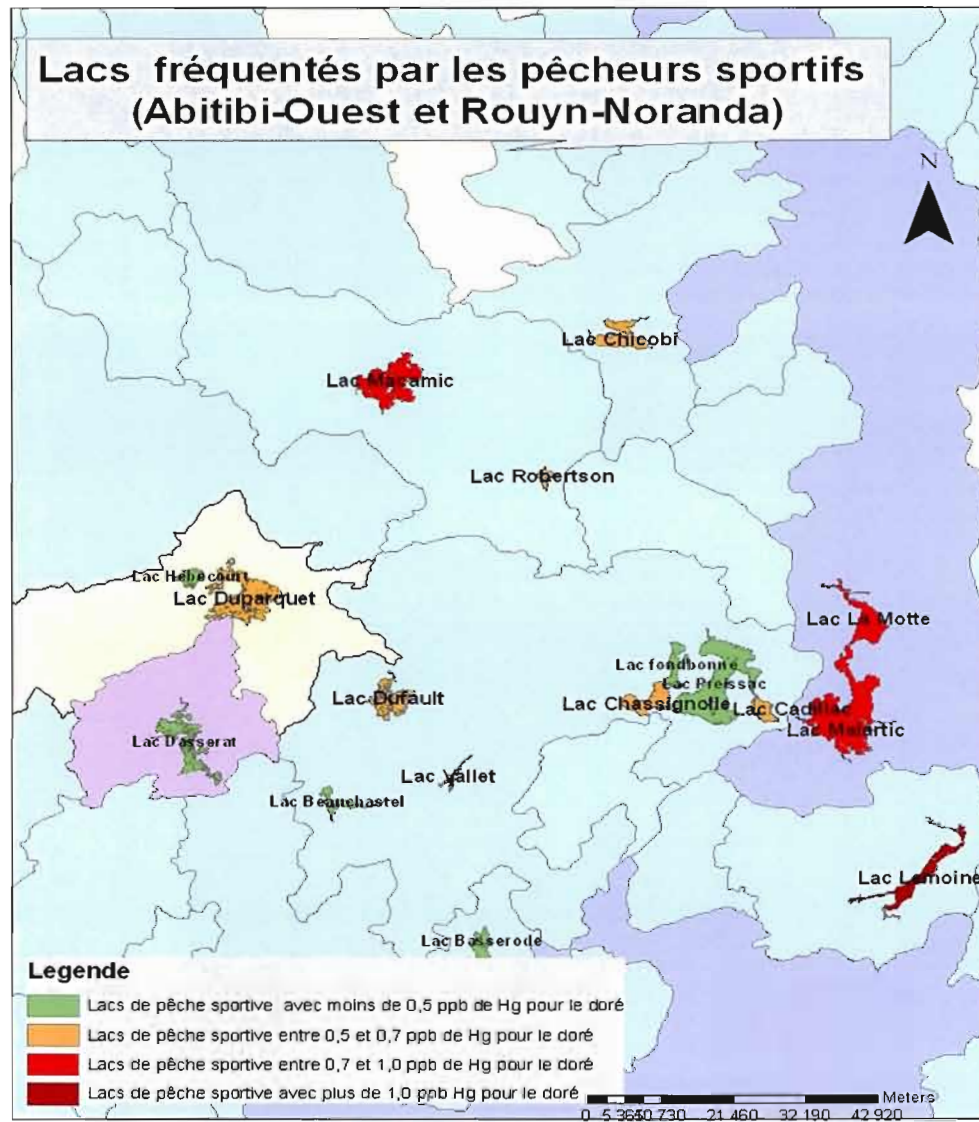


Figure 28 : Carte du Témiscamingue pour les valeurs de Hg prédites dans la chair des dorés des lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs.

A)



B)

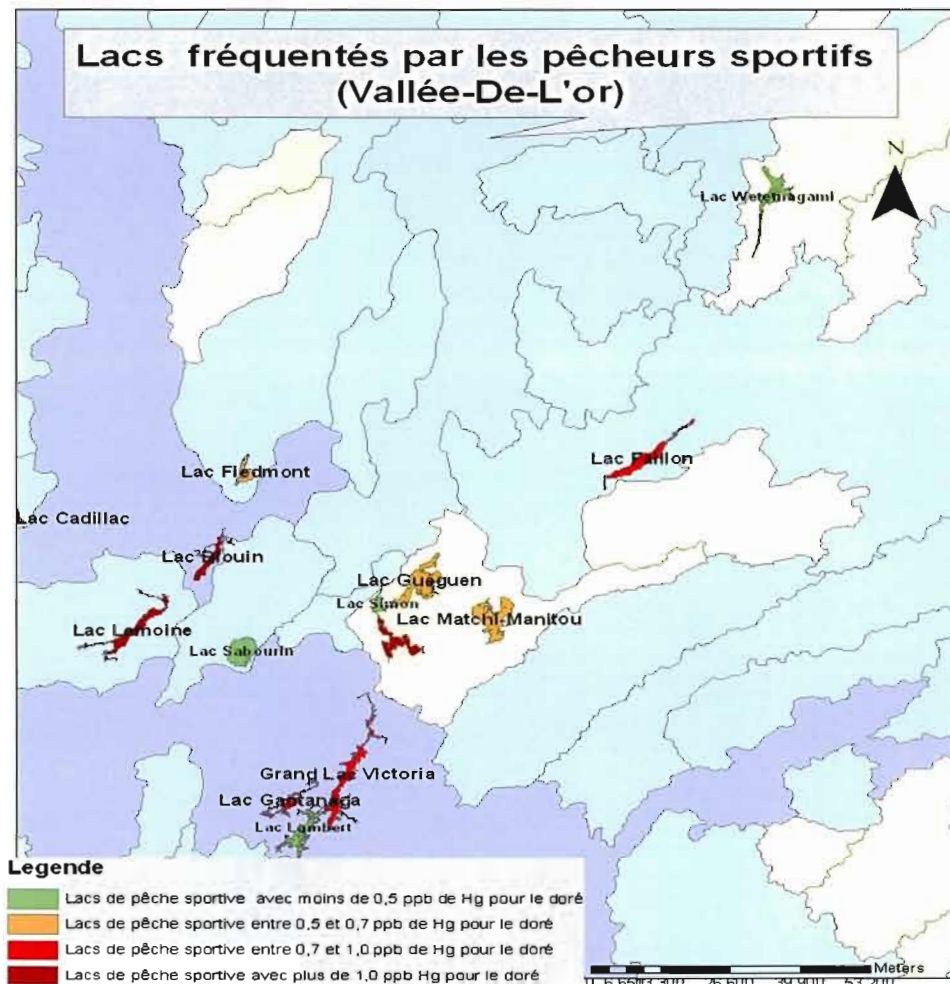


Figure 29 : Carte pour les valeurs de Hg prédites dans la chair des dorés des lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs. A) de l'Abitibi-Ouest et Rouyn-Noranda , B) de la Vallée-de-l'Or .

Pour les deux autres groupes de pêcheurs, les urbains et les autochtones, leurs expositions plus chroniques au MeHg par le biais de leur consommation plus régulière de poissons, commande une meilleure connaissance de la qualité des poissons qu'ils consomment. Dans cette étude,

nous avons donc extrapolé les teneurs en Hg pour tous les lacs potentiellement fréquentés par ces deux groupes d'utilisateurs, et ce pour les deux espèces les plus prisées des pêcheurs, soit le brochet et le doré.

4.4.2 Les Pêcheurs Urbains

4.4.2.1 Les Brochets

Pour le groupe des pêcheurs urbains, nous avons au cours de cette étude analysé 6 lacs (Preissac, Macamic, Blouin, Lemoine, Malartic et Duparquet). Pour ces lacs, nous pouvons comparer les valeurs de Hg pour les brochets obtenues par le biais de la modélisation multicritère avec les valeurs réelles mesurées (Tableau 8).

Tableau 8: Valeurs calculées et mesurées de Hg pour les brochets à la taille standardisée de 675mm pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs urbains

	Valeurs calculées (ppb)	Valeurs mesurées (ppb)
Lac Blouin	539	848
Lac Lemoine	724	714
Lac Preissac	596	611
Lac Macamic	608	579
Lac Duparquet	853	1014
Lac Malartic	791	685

Pour modéliser la présence de mercure dans la chair des brochets des 4 autres lacs potentiellement utilisés par ce groupe de pêcheurs, nous avons

appliqué à nouveau la formule présentée plus haut pour les teneurs en Hg des brochets des lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs sportifs (Tableau 9).

Tableau 9: Valeurs prédites de Hg pour les brochets à la taille standardisée de 675mm pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs urbains

	Valeurs prédites (ppb)
Lac De Montigny	646
Lac Robertson	821
Lac Parent	736
Lac Fiedmont	698

Nous pouvons donc produire une cartographie directement utilisable par les pêcheurs résidents de la région (Figure 30). Encore une fois nous utiliserons le même code de couleurs utilisé pour l'ensemble des lacs de la région.

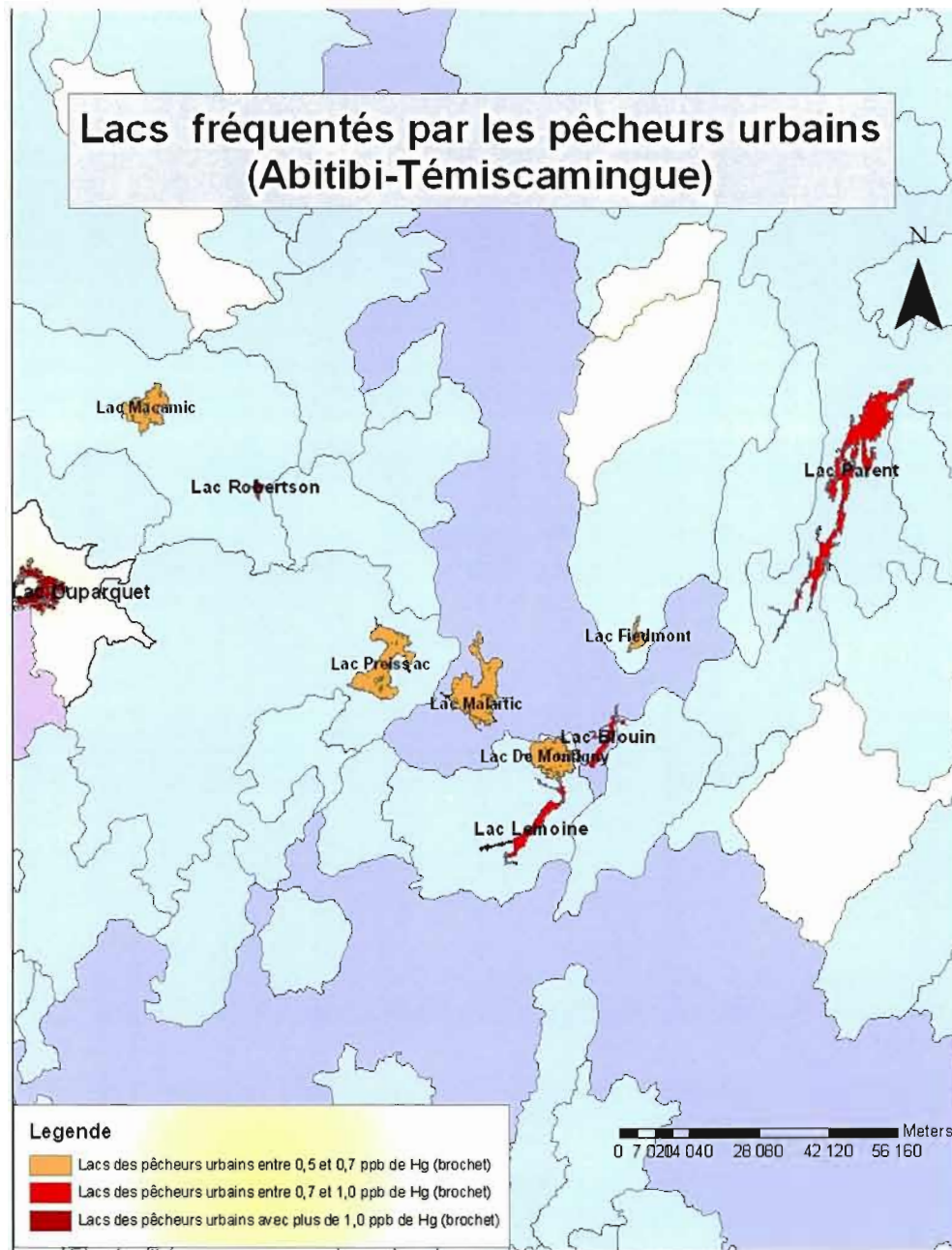


Figure 30 : Carte pour les valeurs de Hg prédites dans la chair des brochets des lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs urbains.

4.4.2.2 Les Dorés

Pour les dorés nous avons pu obtenir une bonne partie des mesures en Hg, la majorité de ces lacs ayant déjà fait l'objet d'étude, étant très accessibles et très fréquentés par les résidents de la région (Tableau 10).

Tableau 10: Valeurs mesurées de Hg pour les dorés à la taille standardisée de 375mm pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs urbains

	Valeurs mesurées (ppb)
Lac Blouin	1038
Lac Lemoine	1188
Lac Preissac	352
Lac Macamic	793
Lac Duparquet	617
Lac Malartic	915
Lac De Montigny	903
Lac Parent	940

Pour les deux lacs sans valeurs de Hg mesurées, nous avons calculé les valeurs en utilisant le modèle présenté dans ce travail pour les lacs situés sur la plaine argileuse (tableau 11).

Tableau 11: Valeurs prédites de Hg pour les dorés à la taille standardisée de 375mm pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs urbains

	Valeurs prédites (ppb)
Lac Robertson	599
Lac Fiedmont	566

Nous pouvons donc créer, au même titre que pour le brochet, une cartographie de la présence de Hg dans la chair des dorés des lacs les plus fréquentés par les pêcheurs résidents (pêcheurs urbains) (Figure 31).

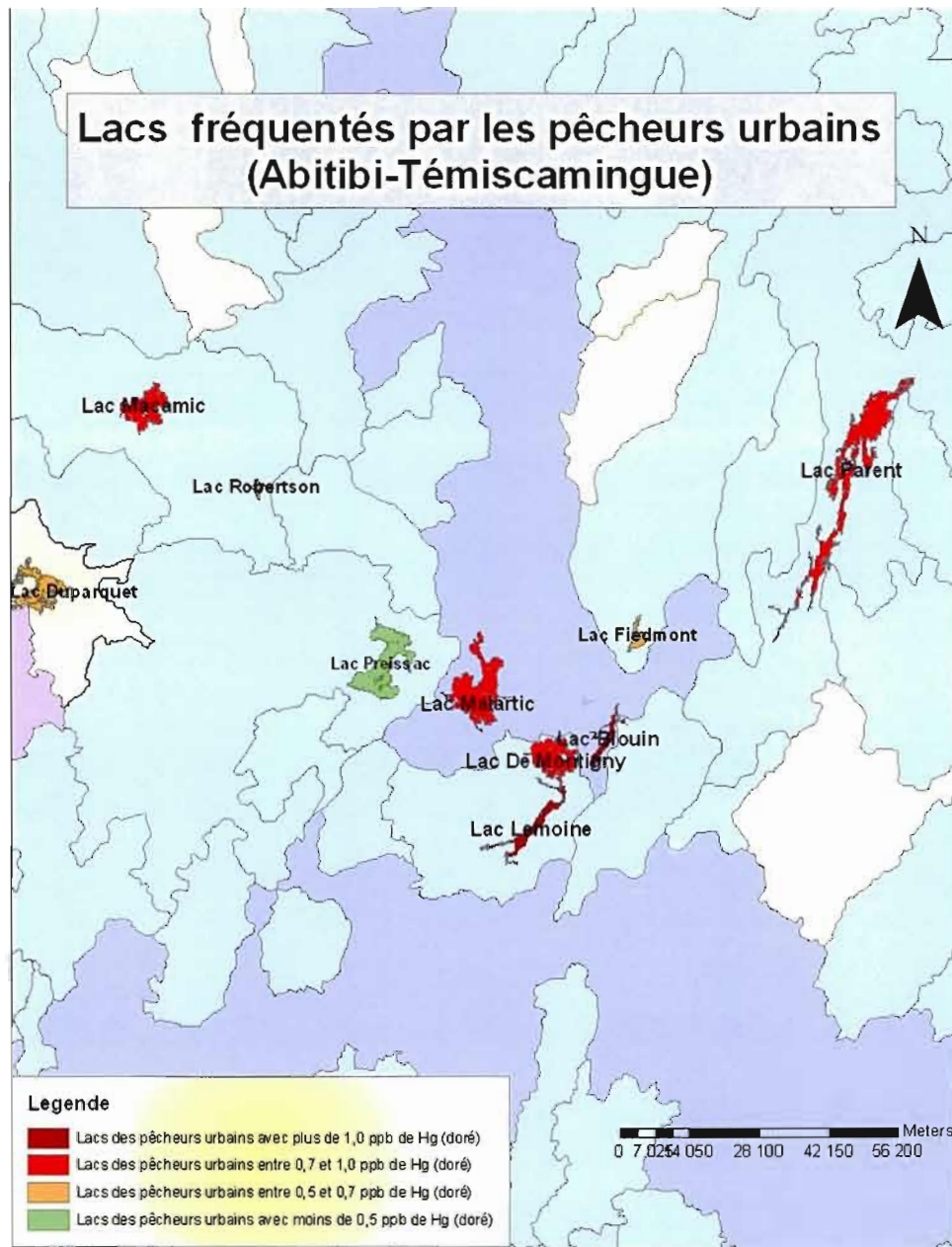


Figure 31 : Carte représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des dorés pour les lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs urbains

4.4.3. Les Pêcheurs autochtones

Malgré l'évidence des effets neurotoxiques provoqués par l'exposition chronique au Hg chez certains individus (Castoldi et Coll. 2003, Shipp et Coll. 2000), il faut tout de même être prudent sur le message qu'on envoie aux communautés autochtones en regard de la contamination mercurielle de leurs ressources halieutiques. Par le passé, lors des travaux hydro-électriques à la Baie James, des campagnes de peur de la part de certains groupes environnementalistes voir même de l'État, ont entraîné un bouleversement radical des habitudes de consommation chez les autochtones peuplant la région. On assiste aujourd'hui à une explosion des taux de diabète dû au remplacement du poisson par des aliments vides (Robinson E. J. et Coll. 1995). Il est donc important de prendre en considération la culture et la tradition et de s'en inspirer pour livrer des messages clairs sur l'état de la ressource et les méthodes pour éviter la contamination mercurielle (privilégier la consommation de certaines espèces de poissons par rapport à d'autres, taille recommandable des poissons à consommer ...). Or, il est surprenant de constater qu'encore une fois les instances gouvernementales semblent négliger cette communauté par rapport à la problématique du Hg, pourtant la plus à risque quant à l'exposition au MeHg. En effet, sur les 15 lacs que nous avons identifiés dans cette étude comme étant potentiellement les plus fréquentés par la communauté algonquine, seulement 2 lacs avait fait l'objet d'analyse de Hg pour le brochet (Tableau 12), et 3 lacs pour l'analyse de Hg chez le doré (Tableaux 14 et 17). Il s'agit évidemment de lacs

également très fréquentés par les pêcheurs sportifs non-autochtones. Nous avons donc modélisé la présence de Hg dans la chair des brochets (tableau 13) et des dorés (tableaux 15 et 16) pour les autres lacs. Il serait intéressant d'échantillonner ces lacs pour valider notre modèle et répondre aux besoins de la communauté.

Tableau 12: Valeurs calculées et mesurées de Hg pour les Brochets à la taille standardisée de 675mm pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs autochtones

	Valeurs calculées (ppb)	Valeurs mesurées (ppb)
Lac Gueguen	1202	1409
Lac Villebon	846	843

Tableau 13 : Valeurs calculées de Hg pour les brochets à la taille standard de 675mm pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs autochtones

	Valeurs calculées (ppb)
Lac Green	929
Lac Tee	878
Lac Cawasachouane	684
Lac La Perche	1300
Lac Pommeroy	586
Lac Kipawa	925
Lac Simard	1286
Lac Hunter	937
Lac Audoin	771
Lac Tiblemont	847
Lac Simon	872
Lac Ostaboningue	782
Lac Hunter's Point	836
Lac Lambert	975

Nous pouvons donc créer une cartographie des valeurs modélisées de Hg pour les brochets des lacs fréquentés par la communauté algonquine de l'Abitibi-Témiscamingue. Il y a 4 des 7 communautés de la région qui sont situées en bordure de lacs où ils pratiquent leurs activités de pêches. Malheureusement, notre travail de modélisation démontre la pertinence d'étudier la problématique de la présence de Hg dans les poissons car, pour cette communauté la plus grande consommatrice de poissons de la région, on observe dans les brochets pêchés dans les lacs les plus près des villages les plus hauts taux de Hg de toute notre étude (Figures 32, 33, 34 et 35).

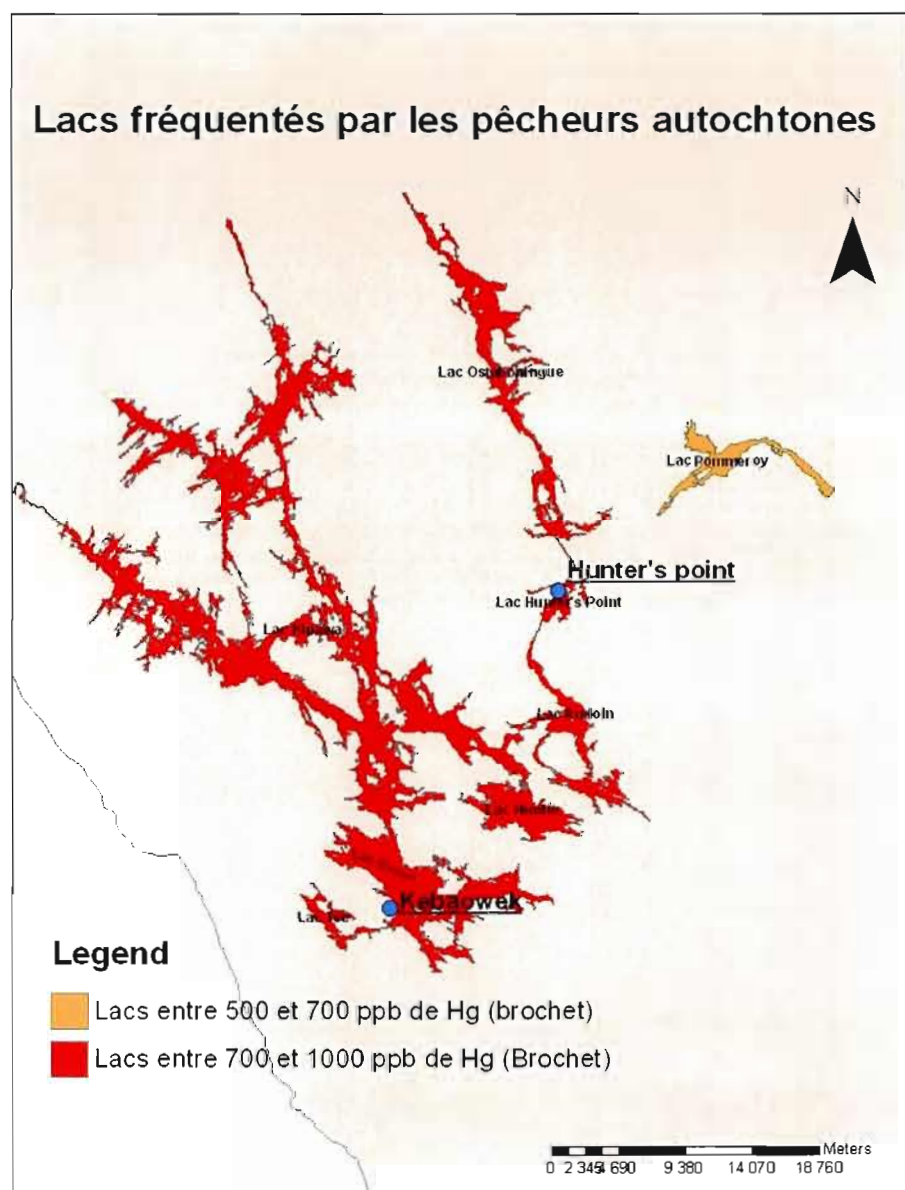


Figure 32: Carte représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des brochets à la taille standardisée de 675 mm des lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs autochtones de Hunter's Point et Kebaowek

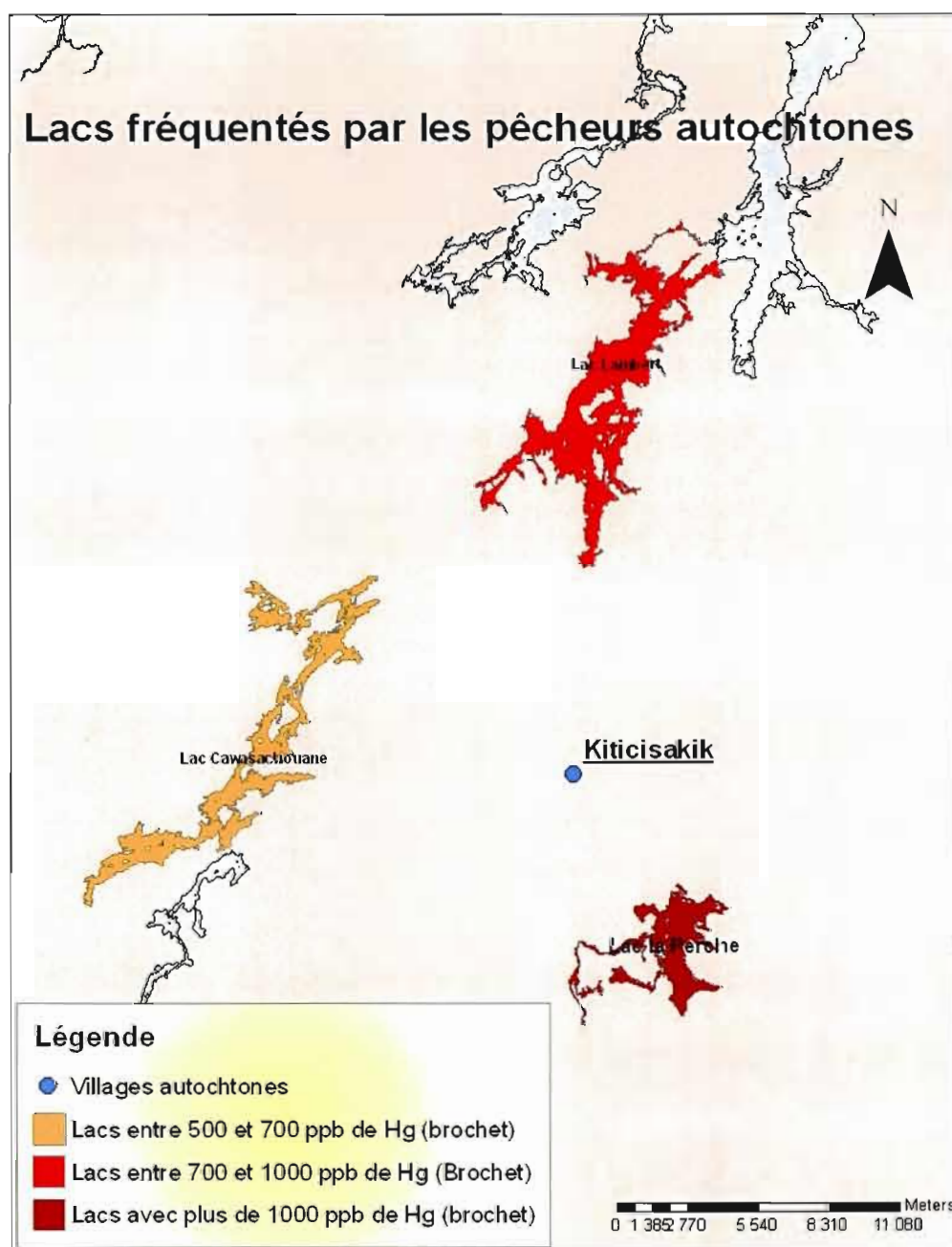


Figure 33: Carte représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des brochets à la taille standardisée de 675 mm des lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs autochtones de Kiticisakik

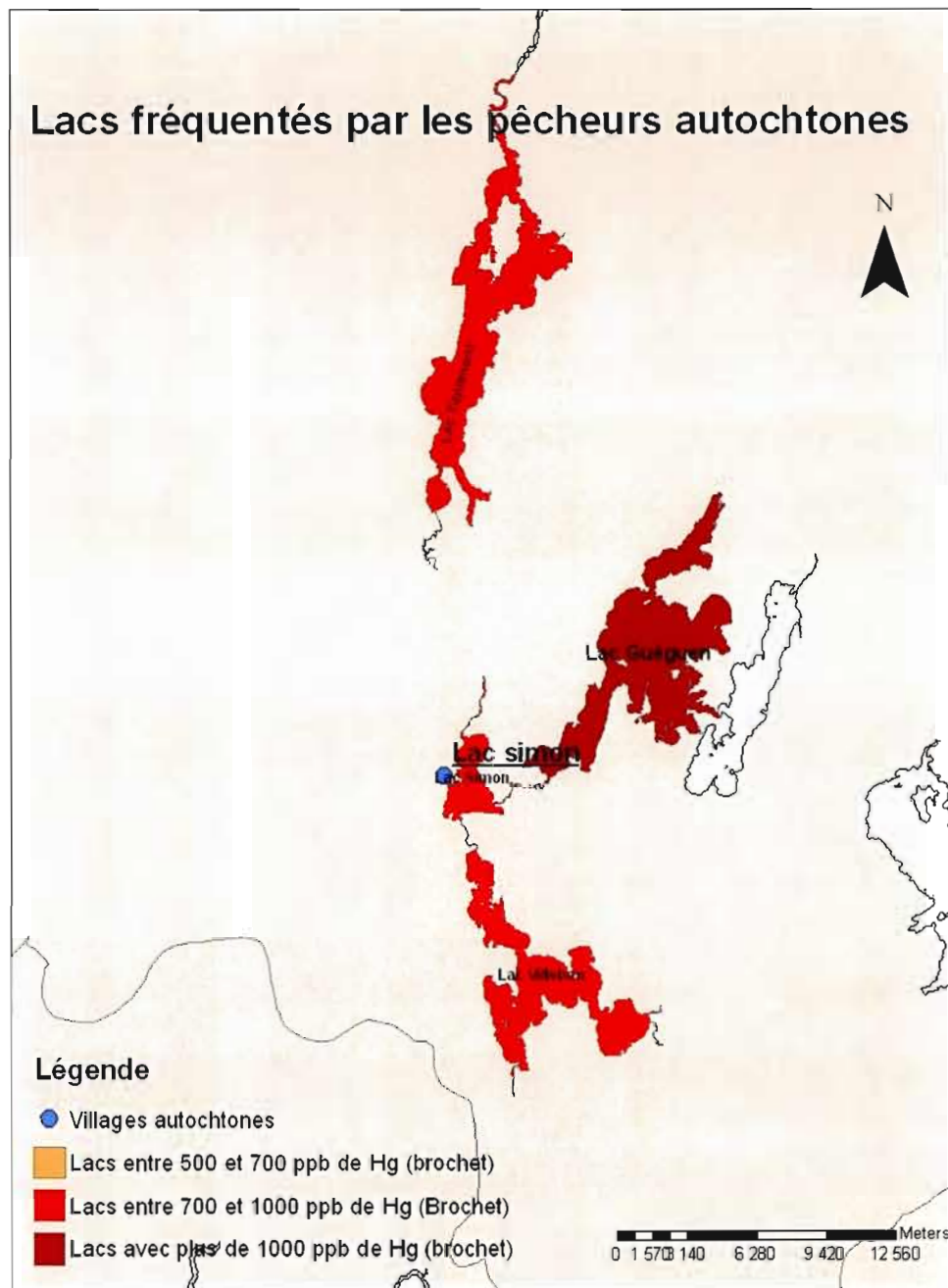


Figure 34 : Cartes représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair du brochet pour les lacs fréquentés par les pêcheurs autochtones du Lac Simon

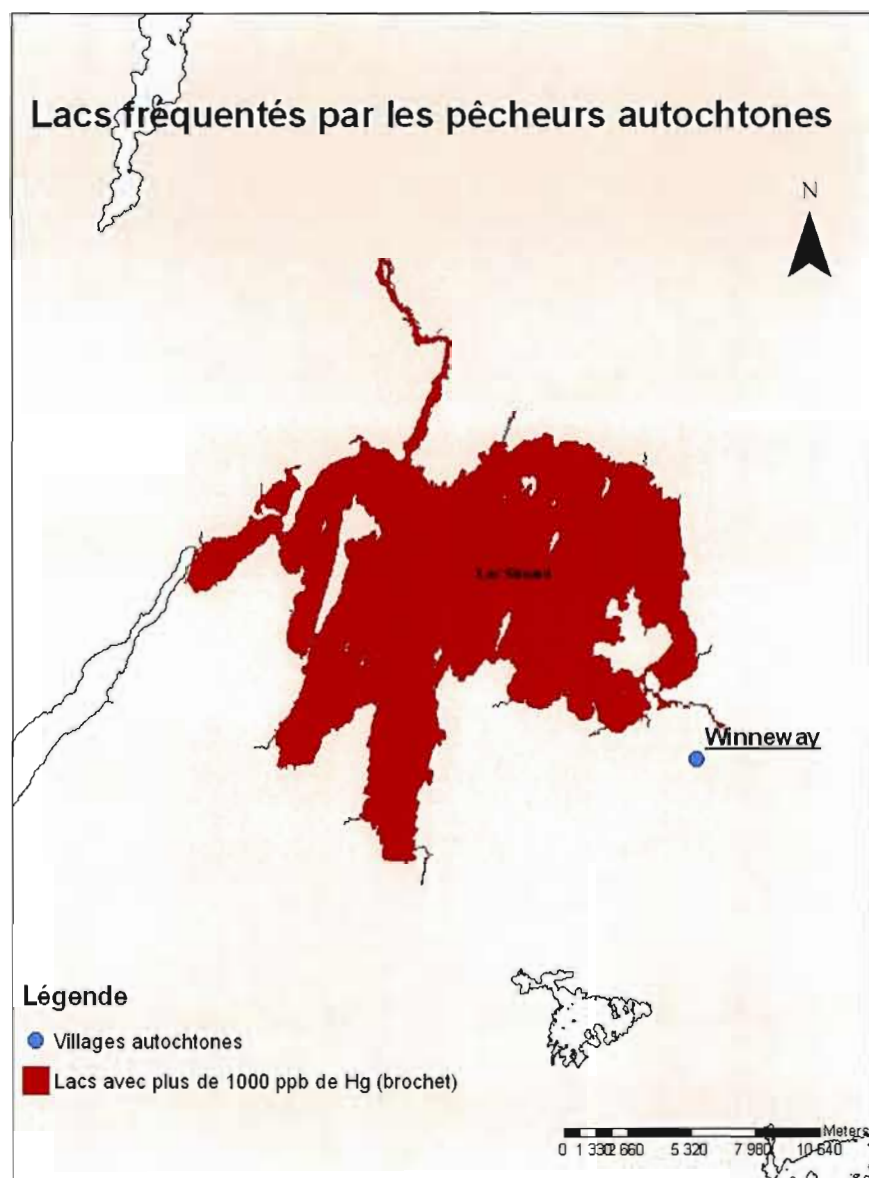


Figure 35: Carte représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des brochets à la taille standardisée de 675 mm des lacs potentiellement fréquentés par les pêcheurs autochtones de Winneway

Tableau 14 : Valeurs calculées et mesurées de Hg dans la chair des dorés à la taille standardisée de 375 mm du lac situé hors de la plaine argileuse et potentiellement fréquenté par les pêcheurs autochtones

	Valeur mesurée (ppb)	Valeur calculée (ppb)
Lac Gueguen	665	591

Tableau 15: Valeurs calculées de Hg dans la chair des dorés à la taille standardisée de 375 mm des lacs situés hors de la plaine argileuse et potentiellement fréquentés par les pêcheurs autochtones

Lac	Valeurs calculées (ppb)
Lac Villebon	1273
Lac Cawasachouane	430
Lac La Perche	756
Lac Lambert	499
Lac Simon	385
Lac Pommeroy	385

Tableau 16 : Valeurs calculées de Hg dans la chair des dorés à la taille standardisée de 375 mm des lacs situés sur la plaine argileuse et potentiellement fréquentés par les pêcheurs autochtones

Lac	Valeurs calculées (ppb)
Lac Tee	612
Lac Green	511
Lac Hunter's Point	695
Lac Ostaboningue	459
Lac Audoin	538
Lac Hunte	485

Tableau 17: Valeurs mesurées de Hg dans la chair des dorés à la taille standardisée de 375 mm des lacs avec présence de mines et potentiellement fréquentés par les pêcheurs autochtones

	Valeurs mesurées (ppb)
Lac Kipawa	347
Lac Simard	930

Nous pouvons donc représenter cartographiquement la situation pour le doré, selon la modélisation que nous avons construite. Heureusement, les résultats que nous obtenons pour les dorés semblent moins inquiétants que ceux que nous avons obtenus pour le brochet (Figures 36, 37, 38 et 39).

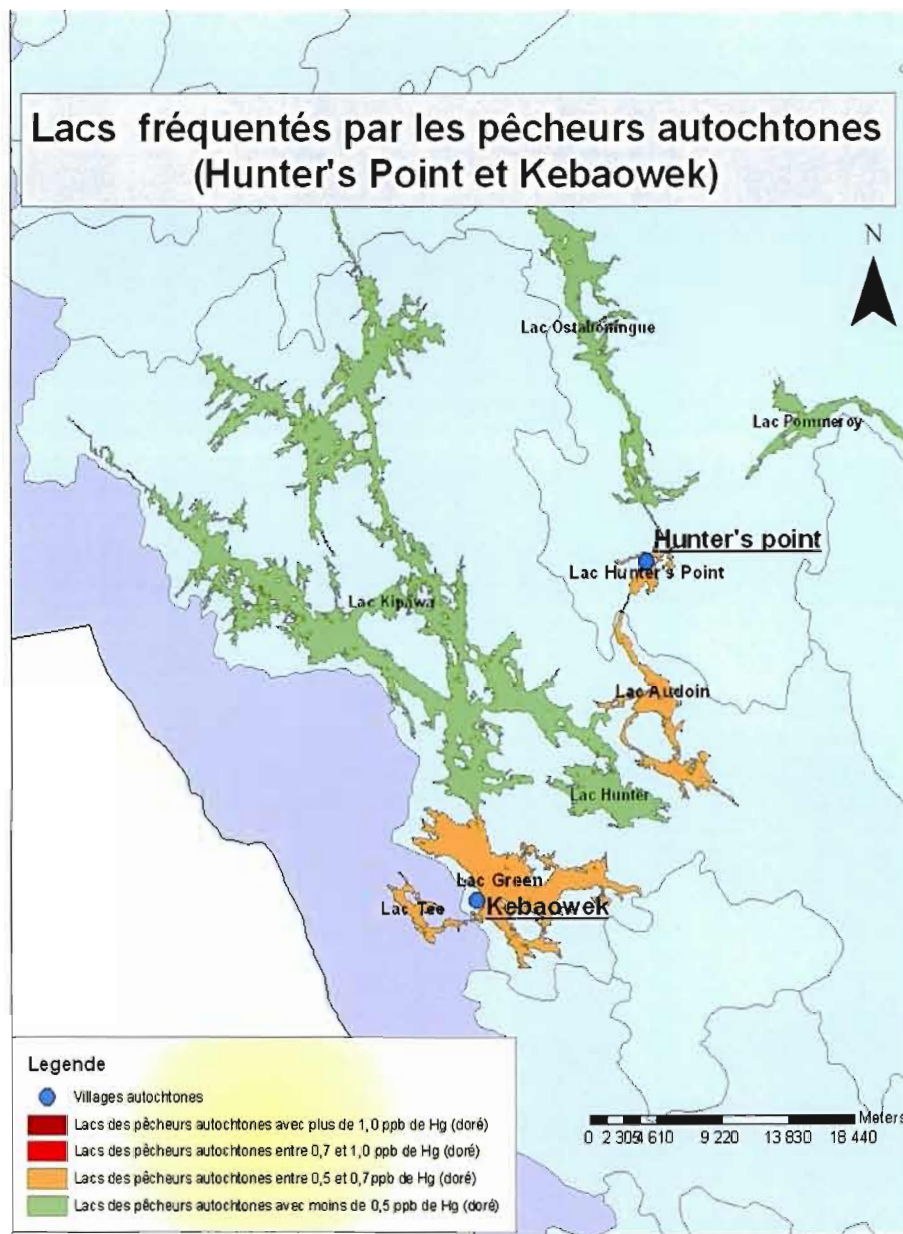


Figure 36 : Carte représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des dorés pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs autochtones de Hunter's Point et Kebaowek

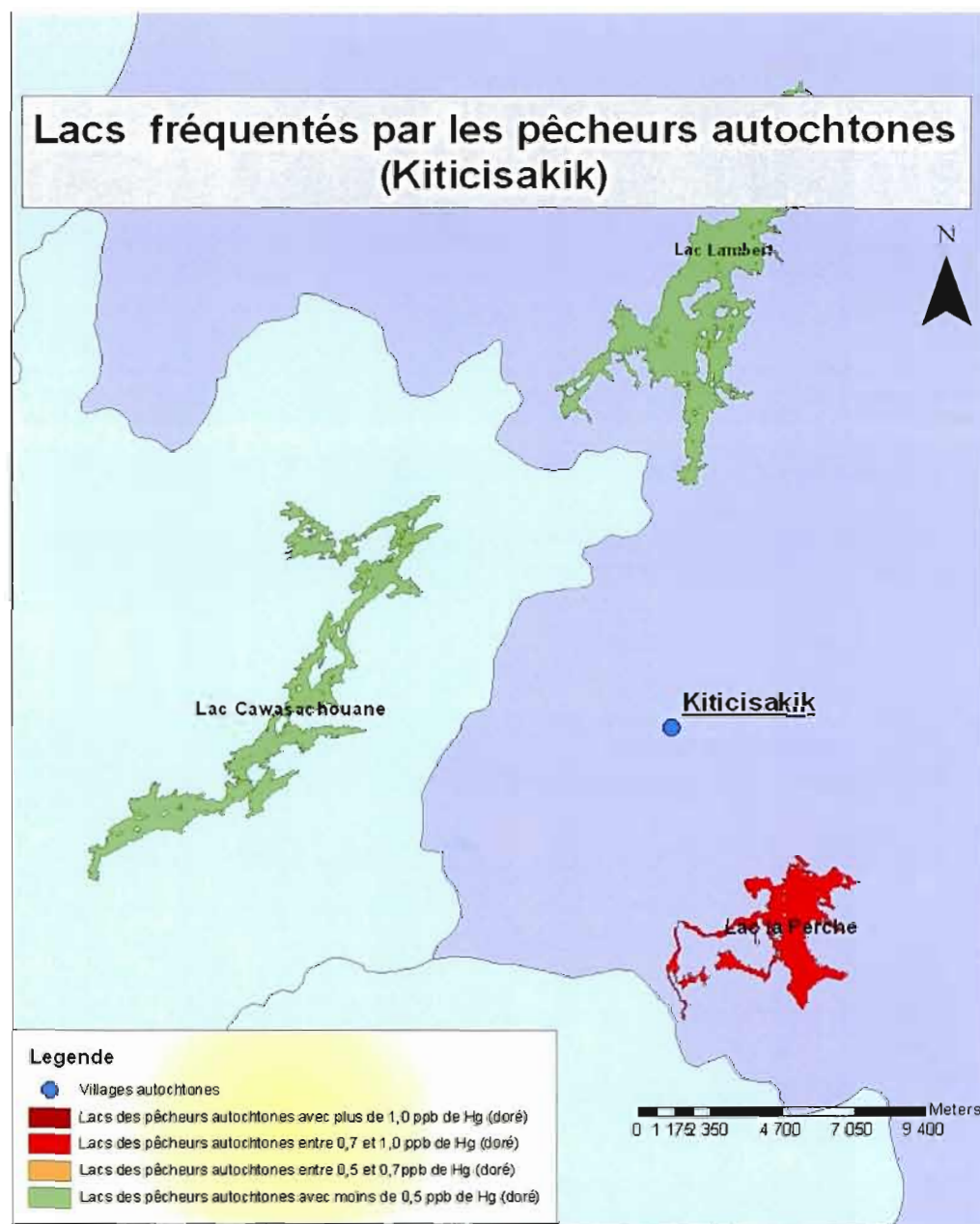


Figure 37 : Carte représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des dorés pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs autochtones de Kiticisakik

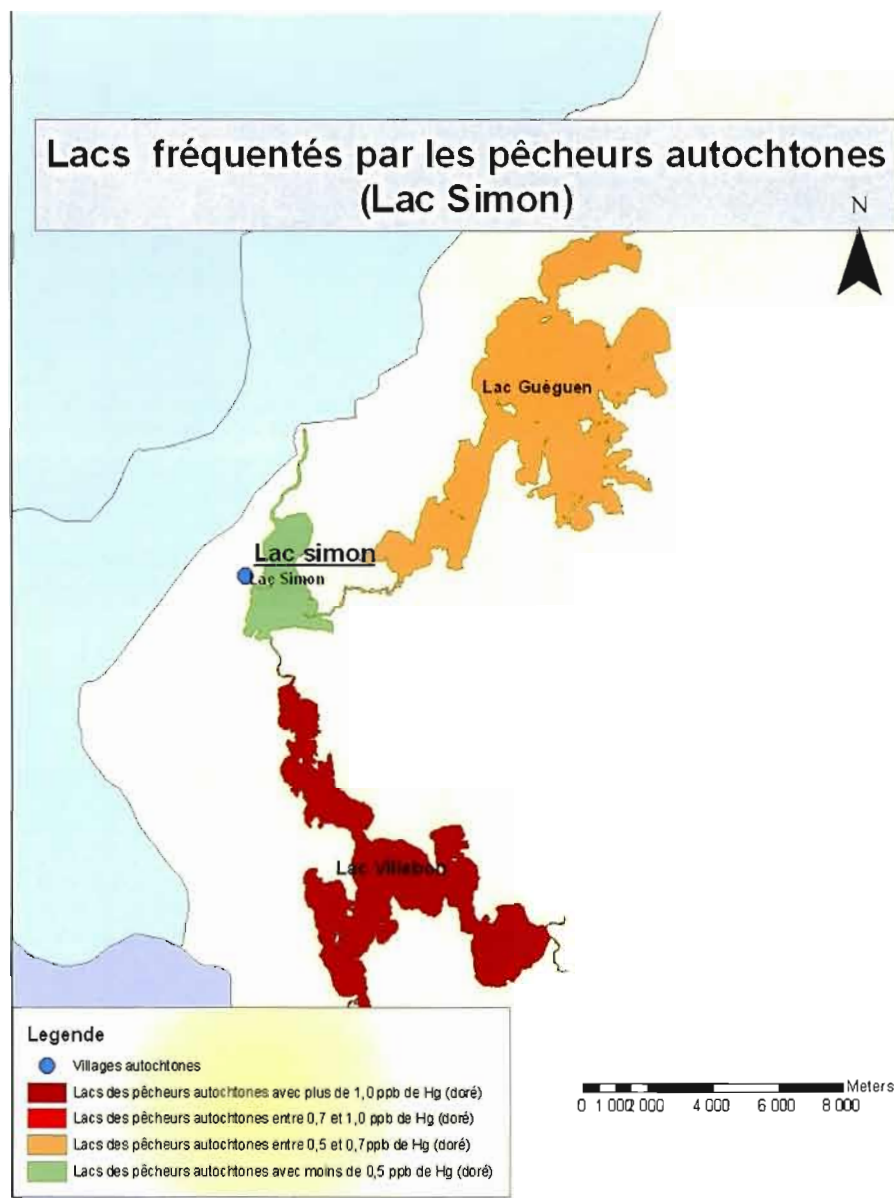


Figure 38 : Carte représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des dorés pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs autochtones du Lac Simon

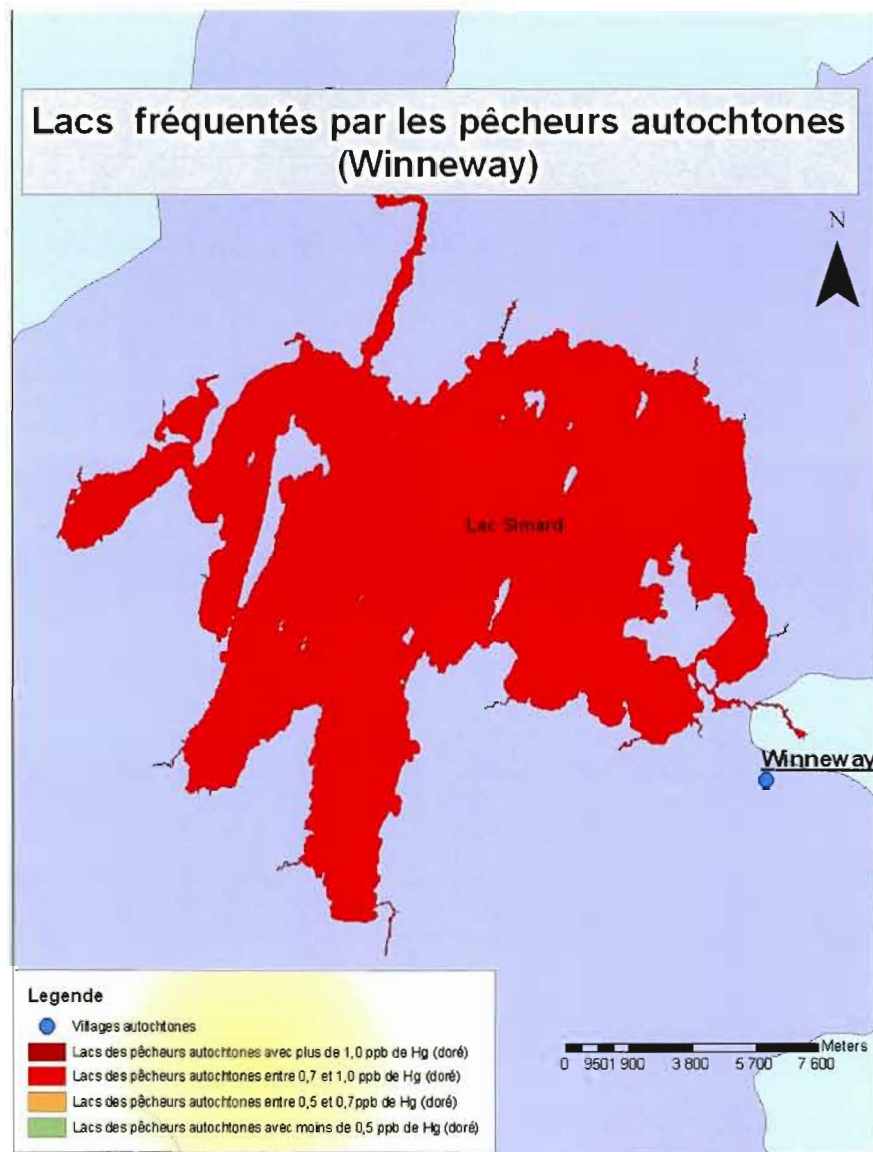


Figure 39 : Carte représentant les valeurs prédites de Hg dans la chair des dorés pour les lacs potentiellement utilisés par les pêcheurs autochtones de Winneway

4.5 Limites de l'étude

Bien que nous ayons pu obtenir des données de teneurs en Hg pour une cinquantaine de lacs de la région (brochet ou doré), ces données couvrent à peine 25% des 189 lacs de l'Abitibi-Témiscamingue potentiellement utilisés par l'un ou l'autre des trois groupes de pêcheurs identifiés dans cette étude. Quelques analyses de Hg dans les poissons dataient du milieu des années 70, et pourtant elles sont encore, aujourd'hui, utilisées pour les recommandations du guide de consommation du poisson du ministère de l'environnement (Ministère de la Santé et des Services Sociaux, 1995). Pour cette étude, nous avons exclu les lacs dont les données dataient de plus de 15 ans, l'écosystème ayant subi des transformations pouvant influencer les teneurs en Hg dans les différentes espèces de poisson.

D'autre part, il aurait été intéressant de comparer les résultats de notre étude avec d'autres modèles utilisant les paramètres physico-chimiques classiques de l'eau. Mais, aucune étude de l'ampleur de celle que nous avons réalisée n'a été menée à bien sur le territoire de l'Abitibi-Témiscamingue. Nous avançons ici que notre modèle, prenant en considération les paramètres spatio-morpho-biologiques des bassins versants, permet de compenser avantageusement la prise d'échantillon pour la détermination de paramètres tels que le pH, ou le carbone organique dissous et particulaire. Cette étude est donc particulièrement innovatrice par le fait qu'elle n'utilise que des données qui ne nécessitent aucun relevé sur le terrain.

4.6 Les SIG

L'approche par les systèmes d'information géographique (SIG) permet de travailler sur de grandes régions. Cette étude démontre que l'on peut arriver à des résultats concluant sans avoir à se déplacer sur le terrain, réduisant grandement le coût et le temps nécessaire à la réalisation d'études écosystémiques sur de vastes territoires. Le très important nombre de lacs et la vaste étendue du territoire québécois rendent souvent impossible une collecte exhaustive de données sur le terrain. Les nouveaux outils que constituent les SIG permettent dans certains cas de ne travailler qu'avec des cartes, image satellites ou bases de données existantes pour dégager des conclusions ou à tout le moins mettre en évidence des points chauds qui nécessiteront une visite sur le terrain en des endroits pertinents.

4.7 La représentation cartographique

La représentation cartographique permet de tracer un portrait global de la région. Cette appui cartographique est facilement assimilable pour les utilisateurs de la ressource. La présentation de résultats sous forme de tableau ou de graphique scientifiques est difficilement compréhensible pour les utilisateurs de la science. Un simple code de couleurs sur une carte permet une identification rapide des points chauds et des points froids, facilitant la prise décision pour les décideurs ou l'orientation de nouvelles recherches pour les scientifiques.

5. Conclusion

L'originalité et le succès de ce travail de recherche reposent dans la logique du travail de modélisation et le traitement de nombreuses données par le biais d'outils SIG et de traitements statistiques. Trois étapes distinctes ont permis d'atteindre avec succès nos objectifs. Premièrement, l'élaboration du modèle fut de déterminer pour chacune des deux espèces de poisson (brochet, doré) les variables clés et les équations pour la prédiction des taux de Hg. Ensuite, l'étape de la validation du modèle a été réalisée tout d'abord par les traitements statistiques, mais aussi par la confrontation des valeurs modélisées avec les valeurs mesurées sur le terrain. Finalement, la dernière étape fut l'utilisation du modèle en tant qu'outil de prédiction. Cette étape constitue l'application du travail de recherche. L'utilisation d'outils SIG permet ici de créer une cartographie répondant aux besoins des utilisateurs de la ressource.

Espèces considérées	Type de lacs	Variables explicatives	Modèle de prédiction des taux de Hg	R^2
Brochet (ESLU) (675mm)	Tous	VE1: Pourcentage de forêt dans l'unité de drainage VE2: ordre du lac VE3: % de pentes entre 2 et 6% dans l'unité de drainage	$A = (6.55368 * VE1 + 125,94707 VE2 + 10,511197 VE3) - 96,70138$	0.74
Doré (STVI) (375 mm)	Lacs avec mines	VE4 : nombre de mines	Classification selon VE4	
	Lacs sans mines sur la plaine argileuse	VE5: % de tourbière dans le bassin versant proximal	$A = 45,600491 VE5 + 405,29243$	0,86
	Lacs sans mines en dehors de la plaine argileuse	VE5: % de tourbière dans le bassin versant proximal	$A = 47,546946 VE5 + 322,60839$	0,77

Tableau 18 : Tableau synthétique des résultats de la modélisation

Cette étude a permis de dresser un meilleur portrait de l'état réel de la situation du Hg dans les brochets et les dorés des lacs fréquentés par les pêcheurs algonquins, urbains et sportifs de toute une région type du Québec, l'Abitibi-Témiscamingue. Nous savons maintenant que, pour le brochet, 75 % du Hg peut s'expliquer en ne considérant que 3 variables, % forêt, ordre du lac et % de pentes faibles. Pour le doré il s'agit de déterminer s'il y a présence de sites miniers à moins de 1Km du lac, si le bassin versant est constitué de

dépôts de surface argileux ou non. Par la suite, il suffit de modéliser ces lacs par rapport au pourcentage de tourbières présentes dans l'unité de drainage, expliquant ainsi près de 70% du Hg présent dans la chair des dorés. Il est donc dorénavant envisageable d'appliquer la méthodologie développée dans cette étude pour tous les lacs de la région, voire même l'étendre à d'autres régions en milieu boréal.

Dans le cas de l'Abitibi-Témiscamingue, les teneurs en Hg observées ou modélisées pour les deux espèces de poisson à l'étude sont relativement préoccupantes. Seulement quelques lacs affichent des teneurs plus faibles que la norme canadienne pour la commercialisation du poisson. Il est donc justifié de connaître et de faire connaître la situation de tous les lacs fréquentés pour des activités de pêche dans la région. Les cartes réalisées lors de cette étude permettront aux utilisateurs de mieux gérer leur consommation de poisson et faciliteront l'orientation de travaux scientifiques futurs. Finalement il serait très intéressant de tenter d'appliquer les résultats de cette recherche à une échelle encore plus grande et ainsi permettre de répondre aux inquiétudes grandissantes des pêcheurs du Québec et d'autres régions piscicoles de l'Amérique du Nord-Est.

Bibliographie

Bowles K C. ,Apte S C., Maher W A., Kawei M, Smith R, 2001, “Bioaccumulation and biomagnification of mercury in Lake Murray, Papua New Guinea” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 58 , no 5 , pp. 888 – 897.

Castoldi A.F., Coccini T, Manzo L, 2003 , “Neurotoxic and molecular effects of methylmercury in humans” *Reviews on Environmental Health* vol. 18 , no 1 , pp. 19 – 31.

Chen C. Y, Stemberger R. S. , Kamman N., Mayes B. et Folt C. 2004., “Patterns of Hg Bioaccumulation and Transfer in Aquatic Food Webs Across. Multi-lake Studies in the Northeast US” *Ecotoxicology*, 14, 135–147.

COMERN, 2003, « Rapport du 4ième congrès annuel », Document interne au réseau COMERN, 92 pages.

de Rosnay, Joël, « Le microscope, vers une vision globale », Éd. Du Seuil, 1975, 330 pages.

Dhechuvi D, Grodya, 2000, « Bilans Géochimique à l'échelle de bassins versants des écosystèmes forestiers », Rapport de synthèse du doctorat en sciences de l'environnement, UQAM, 45 pages.

Driscoll C. Han Y-I. Chen C. Evers D. 2007 “Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in the northeastern United-State” *Bioscience* vol. 57 No 1.

Garcia Edenise , Carignan Richard, 2000, “Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 57 , pp. 129 – 135.

Garcia E. , Carignan R., 1999, “Impact of wildfire and clear-cutting in the boreal forest on methyl mercury in zooplankton”, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 56 , no 2 , pp. 339 – 345.

Gilmour, C; Krabbenhoft, D; Orihel, D; Heyes, A; Mason, R, 2004, “Response of methylmercury production to changes in Hg loading: A comparison of Hg isotope addition studies” *Materials and Geoenvironment*. Vol. 51, no. 2, pp. 1000.

Harris, R.C., D. Krabbenhoft, R. Mason, M. Murray, R. Reash and R. Saltman (eds.), 2007. Ecosystem responses to mercury contamination : Indicators of change. SETAC Publishing, Pensacola.

Heyes A., Moore T. R. , Rudd J. W. M. , Dugoua J. J., 2000, “Methyl mercury in pristine and impounded boreal peatlands, Experimental Lakes Area, Ontario” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 57 , no 11 , pp. 2211 – 2222.

Hill W. R, Stewart A.J., “Mercury speciation and bioaccumulation in lotic primary producers and primary consumers”, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 53, no 4, pp. 812-819.

Hoffman, D J., 2003, “ Handbook of ecotoxicology” Éd. Lewis, Boca Raton, 1261 pages.

Hydro Québec, « Suivi environnemental du complexe La Grande, rapport synthèse 1978-2000, Évolution des teneurs en mercure dans les poissons », Hydro Québec production, décembre 2002, 193 pages.

Ikingura J. R., Akagi I H.,1999, “Methylmercury production and distribution in aquatic systems”, *The Science of the Total Environment*, vol. 234 , no 1-3 , pp. 109 – 118.

Kainz M, Lucotte M , Parrish C C., 2003, “Relationships between organic matter composition and methyl mercury content of offshore and carbon-rich littoral sediments in an oligotrophic lake” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 60 , no 7 , pp. 888 – 896.

Lavigne M, Lucotte M, and Paquet S “Fish growth rates as a mean for integrating environmental and biological factors controlling mercury concentration in predatory fish species” Article soumis pour publication (2008).

Lucotte, M., R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois and A. Tremblay. 1999. *Mercury in the biogeochemical cycle: natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Québec (Canada)*. Berlin: Springer, 334 pages.

Meech J. A. , Veiga M. M. , Tromans D. 1997 “Emission and stability of mercury in the Amazon” *Canadian Metallurgical Quarterly* , vol. 36 , no 4 , pp. 231 – 239.

Ministère de la Santé et des Services Sociaux, 1995 « Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce » www.mddep.gouv.qc.ca/eau/guide/index.htm

Nriagu, J. O. 1979, "The Biogeochemistry of mercury in the environment", Éd. Elsevier, Amsterdam, 696 pages, ISBN 0-444-80110-3 LC 79-23600.

Ouellet, J-F. 2007 « Les apports de matière organique terrigène et le mercure dans les lacs de la forêt boréale : Une approche moléculaire à l'aide des dérivés phénoliques de la lignine » Mémoire de maîtrise, UQAM.

Petit, S. 2006 « Source et devenir du mercure dans les lacs de la région minière de Chibougameau » Mémoire de maîtrise, UQAM

Philp, Richard B., 2001, "Ecosystems and human health", Éd. Lewis, Boca Raton, 328 pages.

Porvari, P. 2003. «Sources and fate of mercury in aquatic ecosystems». Dans *Monographs of the boreal environment research*, Institut Finlandais de l'Environnement, p. 1-52.

Porvari, P., **M. Verta**, **J. Munthe** et **M. Haapanen**. 2003. «Forestry practices increase mercury and methyl mercury output from boreal forest catchments». *Environmental Science & Technology*. vol. 37, no 11, p. 2389-2393.

Robinson E. J. 1995 « L'effet de la vie en forêt sur les autochtones de la région de l'est de la baie James atteints de diabète sucré non insulino-dépendant » ASPC (Agence de Santé Publique du Canada) http://www.phac-aspc.gc.ca/publicat/cdic-mcc/16-4/c_f.html.

Roué-LeGall A., **Lucotte** M., **Carreau** J., **Canuel** R., et **Garcia** E. 2005 «Development of an Ecosystem Sensitivity Model Regarding Mercury Levels in Fish Using a Preference Modeling Methodology: Application to the Canadian Boreal System». *Environmental Sciences and Technology*., p.26- 39.

Sacramento River Watershed Program, 2002 "Strategic Plan the Reduction of Mercury-Related Risk in the Sacramento River Watershed" 255 pages.

Sellers P., Kelly C. A., Rudd J. W. M., Machtchutson A. R., 1996, "Photodegradation of methylmercury in lakes", *Nature*, Londres, vol. 380 , no 6576 , pp. 694 – 697.

Simoneau, M. , Lucotte M., Garceau S., Laliberté, D. 2005 « Fish growth rates modulate mercury concentrations in walleye (*Sander vitreus*) from eastern Canadian lakes » *Environmental Research*. pp. 73-82.

Service Santé et Environnement, 1994, « Étude pilote sur l'évaluation de l'exposition des pêcheurs sportifs au méthylmercure » Centre de santé publique de Québec, 58 pages.

Schwesig, D., Ilgen D. et Matzner E. 1999, « Mercury and Methylmercury in Upland and Wetland Acid Forest Soils of a Watershed in NE-Bavaria, Germany » *Water, Air, & Soil Pollution*, Springer Netherlands, Volume 113, Numbers 1-4 /juillet 1999, 141-154.

Shipp, A. M., 2000 , « Determination of a site-specific reference dose for methylmercury for fish-eating populations », *Toxicology and industrial health* vol. 16 no 9-10 , pp. 335 – 438.

Teisserenc, R., S. Houel, M. Lucotte and C. Dufour. 2007. «Characterisation of soil organic matter of the boreal forest at molecular level». *Biogeochemistry*. Soumis pour publication (janvier 2008).

Thompson-Roberts E.S., Pick F.R., "Total mercury in the water and sediment of St. Lawrence River wetlands compared with inland wetlands of Temagami – North Bay and Muskoka – Haliburton", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2000, vol.57, pp. 148 – 154.

Vernet, J.-P., 1992, "Impacts of Heavy Metals on the Environment", Éd. Elsevier, Amsterdam, 444 pages, ISBN 0-444-89522-1.

Waldron M. C. , Coleman J. A. , Breault R. F., 2000, "Distribution, hydrologic transport, and cycling of total mercury and methyl mercury in a contaminated river-reservoir-wetland system (Sudbury River, eastern

Massachusetts)", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 57 , no 5 , pp. 1080 – 1091.

Wheatley B., Wheatley M. A., 2000, “ Methylmercury and the health of indigenous peoples : a risk management challenge for physical and social sciences and for public health policy”, *Science of the total environment* vol. 259 , no 1-3 , pp. 23 – 29.

Zakrzewski, S. F., 2001, « Environmental Toxicology » Éd. Oxford university press, New-York, 333 pages, ISBN 0-19-514811-8.

Annexe

NOM_ENTITE	ordre	Mines	pen	te_sup
Lac Aux Sangsues		1	0	65.53
Lac Beauchastel		2	1	16.41
Lac Beaudry		1	0	75.55
Lac Blouin		0	5	22.65
Lac Bousquet		2	0	38.52
Lac Bruyère		3	0	21.35
Lac Buies		2	0	20.6
Lac Cadillac		1	0	12.98
Lac Chazel		1	0	18.34
Lac Chicobi		1	0	48.35
Lac Dasserat		2	3	42.53
Lac De Montigny		1	7	110.79
Lac Des Jardins Est		2	0	25.2
Lac Des Jardins Ouest		3	0	5.52
Lac Dufresnoy		2	1	25.16
Lac Duparquet		3	6	139.3
Lac Eyglie			0	1.66
Lac Faillon		2	0	7.3
Lac Fontbonne		1	1	49.1
Lac Guégen		4	0	116.96
Lac Hébécourt		1	0	8.83
Lac Héva		1	0	0.56
Lac Joutel		0	0	1.83
Lac Kipawa		4	4	244.08
Lac La Motte		2	2	358.74
Lac Langis		2	0	92.93
Lac Lemoine		1	4	76.29
Lac Macamic		2	1	203.47
Lac Malartic		2	3	341.59
Lac Matchi-Manitou		2	0	43.27
Lac Pascal		1	0	72.71
Lac Preissac		2	3	113.47
Lac Sabourin		0	0	20
Lac Senneville		1	2	11.17
Lac Vallet		3	2	81.71
Lac Villebon		1	0	71.21
Lac Wetetnagami		2	0	20.29

pente_sup	% AB (km2)	log (AD)	AL (km2)	ALtot (km2)
75.16	109.1	2.04	11.17	21.91
7.91	223.37	2.35	8.91	16.03
15.94	525.84	2.72	18.99	51.83
29.48	94.99	1.98	15.78	18.16
14.06	303.05	2.48	2.33	29.09
7.87	291.5	2.46	3.94	20.14
12.46	211.05	2.32	0.85	45.76
30.14	52.89	1.72	9.1	9.83
88.21	22.1	1.34	1.05	1.31
17.95	290.65	2.46	20.19	21.28
9.49	521.2	2.72	30.57	73.11
20	656.01	2.82	51.9	102.17
11.71	256.26	2.41	10.16	41.06
12.17	55.13	1.74	7.09	9.77
6.64	401.9	2.6	13.64	23.08
11.96	1319.27	3.12	46.98	154.44
47.56	3.9	0.59	0.41	0.41
1.49	544.5	2.74	28.08	56.16
32.17	176.12	2.25	11.74	23.5
14.02	953.76	2.98	36.34	119.46
14.22	70.71	1.85	7.73	8.63
3.26	19.9	1.3	2.31	2.7
31.64	6.88	0.84	1.1	1.1
11.74	2603.59	3.42	171.15	524.78
19.66	2117.47	3.33	26.92	293.03
64.39	153.76	2.19	0.69	9.43
15.78	531.62	2.73	28.51	48.27
24.07	903.27	2.96	45.75	58.11
21.4	1858.96	3.27	86.64	262.45
8.11	594.96	2.77	37.59	61.17
52.04	172.8	2.24	28.37	33.09
13.3	1002.73	3	73.8	149.56
31.63	90.27	1.96	26.81	27.03
37.93	35.29	1.55	5.54	5.84
20.74	482.75	2.68	2.8	88.76
33.86	236.24	2.37	23.2	25.92
3.63	618.13	2.79	22.94	59.89

ALS (km2)	AD (km2)	AD/AL	Ruis (m)	Ruis (km)
10.73	87.19	7.8	28558.13	28.56
7.12	207.34	23.27	196029.31	196.03
32.84	474.01	24.96	273487.67	273.49
2.38	76.83	4.87	30642.01	30.64
26.76	273.96	117.59	236289.24	236.29
16.2	271.36	68.87	246501.6	246.5
44.92	165.29	195.17	103713.18	103.71
0.73	43.06	4.73	32938.75	32.94
0.25	20.79	19.71	14467.03	14.47
1.09	269.37	13.34	196919.49	196.92
42.54	448.09	14.66	270931.66	270.93
50.27	553.84	10.67	266051.59	266.05
30.9	215.2	21.18	108512.68	108.51
2.68	45.36	6.4	20134.99	20.13
9.44	378.82	27.77	336911.55	336.91
107.46	1164.83	24.79	771501.93	771.5
0	3.49	8.51	1353.42	1.35
28.08	488.34	17.39	327716.68	327.72
11.76	152.62	13	73487.08	73.49
83.12	834.3	22.96	586363.42	586.36
0.9	62.08	8.03	44175.01	44.18
0.39	17.2	7.44	10814.23	10.81
0	5.78	5.27	59.77	0.06
353.63	2078.81	12.15	997952.47	997.95
266.11	1824.44	67.77	1213464.26	1213.46
8.74	144.33	208.6	85970.65	85.97
19.76	483.35	16.95	247721.31	247.72
12.36	845.16	18.47	616918.24	616.92
175.81	1596.51	18.43	1036710.99	1036.71
23.58	533.79	14.2	422344.72	422.34
4.72	139.71	4.92	73525.97	73.53
75.76	853.17	11.56	566394.84	566.39
0.22	63.24	2.36	18418.27	18.42
0.3	29.45	5.32	19185.38	19.19
85.95	393.99	140.49	288499.31	288.5
2.72	210.32	9.07	165885.26	165.89
36.95	558.24	24.33	383387.05	383.39

DD (km/km2)	sols nus (Km2)	sols nus %	Herbacés (km2)	Herbacés %
0.26	18.98	17.39	15.82	14.5
0.88	66.44	29.74	87.99	39.39
0.52	61.78	11.75	97.09	18.46
0.32	14.9	15.69	26.08	27.46
0.78	12.18	4.01	19.64	6.48
0.85	84.42	28.96	121.01	41.51
0.49	35.39	16.76	42.1	19.95
0.62	12.09	22.86	5.3	10.03
0.65	0.83	3.79	1.36	6.17
0.68	11.06	3.8	18.36	6.31
0.52	88.61	17	53.2	10.2
0.41	97.69	14.89	114.18	17.4
0.42	30.88	12.05	33.84	13.2
0.37	8	14.52	8.75	15.88
0.84	98.6	24.53	31.94	7.94
0.58	207.9	15.75	97.76	7.41
0.35	0.62	16.13	0.01	0.5
0.6	72.28	13.27	17.2	3.15
0.42	9.25	5.25	4.73	2.69
0.61	64.17	6.72	19.45	2.03
0.62	10.12	14.31	3.85	5.44
0.54	1.27	6.38	2.33	11.73
0.01	0.62	9.06	1.34	19.51
0.38	427.41	16.41	272.06	10.44
0.57	324.34	15.31	303.74	14.34
0.56	14.57	9.47	7.42	4.82
0.47	85.2	16.02	67.5	12.69
0.68	101.95	11.28	144.65	16.01
0.56	283.71	15.26	253.87	13.65
0.71	51.54	8.66	11.84	1.99
0.43	2.2	1.27	10.17	5.88
0.56	72.07	7.18	48.71	4.85
0.2	2.54	2.81	12.18	13.49
0.54	9.58	27.14	2.46	6.97
0.6	89.42	18.52	92.6	19.18
0.7	5.62	2.38	21.32	9.02
0.62	156.84	25.37	109.65	17.73

tourbières (km2)	tourbières %	tourb. buff. (km2)	sup_buff 1km (km2)	tourb. buff. (%)
1.6	1.47	0.59	48.35	1.22
3.91	1.75	0.8	36.4	2.2
11.85	2.25	1.73	39.59	4.37
7.64	8.05	3.64	51.39	7.08
22.73	7.5	0.51	17.6	2.9
6.72	2.3	1.17	15.53	7.53
4.32	2.05	0.09	9.35	0.96
3.74	7.07	2.58	43.25	5.97
2.21	10	0.62	8.25	7.52
15.73	5.41	3.59	43.25	8.3
14.32	2.74	6.81	68.39	9.96
42.3	6.44	3.82	44.44	8.6
10.86	4.24	1.58	30.97	5.1
1.84	3.34	1.28	25.99	4.92
18.83	4.68	2.21	36.03	6.13
39.7	3	4.18	70.27	5.95
0.03	0.92	0.1	5.69	1.7
5.83	1.07	0.62	59.39	1.04
8.94	5.08	1.02	26.6	3.83
34.58	3.62	1.57	56.4	2.78
1.23	1.74	1.29	17.18	7.51
0.11	0.55	0.04	8.98	0.45
0	0	0	8.88	0
72.5	2.78	11.07	382.92	2.89
122.09	5.76	0.11	48.19	0.23
10.77	7	0.22	9.98	2.2
37.75	7.1	1.33	81.25	1.64
64.46	7.13	0.68	45.79	1.49
112.43	6.04	4.5	87.94	5.12
17.68	2.97	1.38	50.95	2.71
19.27	11.15	2.37	26.76	8.86
48.73	4.85	1.64	75.74	2.17
18.71	20.73	10.62	17.31	61.35
1.46	4.14	0.7	17.31	4.04
28.8	5.97	0.93	20.97	4.43
42.96	18.18	13.33	48.68	27.38
17.32	2.8	1.15	70.68	1.63

Hg 675mm ESLU	Hg 375mm STVI	log(Hg ESLU)	log(Hg STVI)	milieux humide
558.32	322.44	2.75	2.51	12.33
579.19	339.14	2.76	2.53	11.03
639.11		2.81		44.69
847.77	1038.04	2.93	3.02	10.02
494.88	480.45	2.69	2.68	49.49
399.44	644.9	2.6	2.81	22.92
699.03	430	2.84	2.63	49.24
579.19	678.84	2.76	2.83	4.47
1278.22		3.11		2.46
	634.62		2.8	16.82
405	225.89	2.61	2.35	56.86
				92.57
	495.66		2.7	41.76
	491.94		2.69	4.52
279.61	169.57	2.45	2.23	28.27
1014	617.3	3.01	2.79	147.16
1047.49	334.47	3.02	2.52	0.03
896.12	890.8	2.95	2.95	33.91
586.95	360.33	2.77	2.56	20.7
1408.61	664.94	3.15	2.82	117.7
335.5	414	2.53	2.62	2.13
	509.13		2.71	0.5
701	522	2.88	2.66	0
	346.59		2.54	426.13
	732.69		2.86	388.2
955.23		2.98		19.51
713.55	1187.97	2.85	3.07	57.51
579.19	792.5	2.76	2.9	76.82
685	915.07	2.82	2.96	288.24
				41.26
1016	825.92	3.01	2.92	23.99
611.39	352.21	2.79	2.55	124.49
354.5	117.54	2.55	2.07	18.93
265	813	2.52	2.92	1.76
519.28	668	2.72	2.82	114.75
842.5		2.93		45.68
1254.46		3.1		54.27

milieux humides	forest (km2)	forest (%)	perturbation (km2)	perturbation (%)
11.31	50.79	46.56	34.8	31.9
4.94	49	21.94	154.43	69.14
8.5	303.29	57.68	158.87	30.21
10.55	28.21	29.7	40.98	43.14
16.33	219.41	72.4	31.82	10.5
7.86	59.21	20.31	205.43	70.47
23.33	83.48	39.55	77.49	36.72
8.45	21.93	41.46	17.39	32.88
11.15	16.39	74.17	2.19	9.91
5.79	224.22	77.14	29.42	10.12
10.91	291.96	56.02	141.81	27.21
14.11	299.67	45.68	211.87	32.3
16.3	139.62	54.48	64.72	25.26
8.2	26.77	48.56	16.75	30.38
7.03	229.45	57.09	130.54	32.48
11.15	819.47	62.12	305.66	23.17
0.77	2.83	72.56	0.63	16.15
6.23	393.03	72.18	89.48	16.43
11.75	129.7	73.64	13.98	7.94
12.34	716.1	75.08	83.62	8.77
3.01	46.88	66.3	13.97	19.76
2.51	13.49	67.79	3.6	18.09
0	3.82	55.57	1.96	28.49
16.37	1306.84	50.19	699.47	26.87
18.33	1074.27	50.73	628.08	29.66
12.69	111.57	72.56	21.99	14.3
10.82	292.9	55.1	152.7	28.72
8.5	534.1	59.13	246.6	27.3
15.51	946.5	50.92	537.58	28.92
6.93	452.73	76.09	63.38	10.65
13.89	108.07	62.54	12.37	7.16
12.42	683.66	68.18	120.78	12.05
20.97	29.81	33.02	14.72	16.31
4.99	15.95	45.2	12.04	34.12
23.77	183.17	37.94	182.02	37.7
19.34	140.42	59.44	26.94	11.4
8.78	274.43	44.4	266.49	43.11

aires des bv	NOM_ENTI_2	Area_bv	area_tourb	tour_per
65.09	Lac Aux Sang	65.09	0.54	0.83
77.09	Lac Beauchas	77.09	1.63	2.11
159.92	Lac Beaudry	159.92	3	1.87
93.28	Lac Blouin	93.28	7.4	7.93
38.41	Lac Bousquet	38.41	1.01	2.63
34.34	Lac Bruyère	34.34	1.32	3.84
10.55	Lac Buies	10.55	0.06	0.55
82.85	Lac Cadillac	82.85	4.6	5.56
18.72	Lac Chazel	18.72	1.53	8.19
87.84	Lac Chicobi	87.84	3.33	3.8
146.02	Lac Dasserat	146.02	5.12	3.51
128.87	Lac De Montig	128.87	4.77	3.7
39.59	Lac Des Jardir	39.59	1.32	3.35
24.23	Lac Des Jardir	24.23	1.04	4.27
71.56	Lac Dufresnoy	71.56	3.5	4.88
153.17	Lac Duparque	153.17	7.66	5
3.9	Lac Eyglie	3.9	0.04	0.93
209.67	Lac Faillon	209.67	3.4	1.62
35.96	Lac Fontbonne	35.96	0.75	2.08
180.94	Lac Guégen	180.94	8.19	4.52
65.2	Lac Hébécour	65.2	0.42	0.96
14.03	Lac Héva	14.03	0.11	0.8
6.79	Lac Joutel	6.76	0	0
549.58	Lac Kipawa	549.58	10.44	1.9
176.63	Lac La Motte	176.63	1.14	0.64
21.17	Lac Langis	21.17	2.34	11.06
230.89	Lac Lemoine	230.89	10.33	4.48
175.21	Lac Macamic	175.21	1.46	0.83
502.67	Lac Malartic	502.67	30.39	6.05
186.34	Lac Matchi-Ma	186.34	7.59	4.07
106.25	Lac Pascalis	106.25	10.14	9.54
246.49	Lac Preissac	246.49	6.58	2.67
91.26	Lac Sabourin	91.26	18.87	20.68
60.4	Lac Senneville	60.4	5.08	8.42
28.84	Lac Vallet	28.84	0.61	2.12
94.55	Lac Villebon	94.55	14.26	15.08
154.85	Lac Wetetnag	154.85	3.9	2.52

lenght	dd	pente	pentes_per	def_01
13.65	0.21	0.72	1.11	1.7
58.52	0.76	6.65	8.63	40.87
81.14	0.51	10.59	6.62	10.47
23.02	0.25	30.58	32.78	24.72
22.93	0.6	3.07	7.98	0.52
30.17	0.88	2.02	5.89	13.96
2.91	0.28	1.17	11.09	0.76
58.09	0.7	33.52	40.46	12.53
14.56	0.78	14.16	75.63	0.79
28.79	0.33	19.23	21.89	0.23
61.73	0.42	15.13	10.36	15.37
28.54	0.22	65.3	50.68	48.94
13.74	0.35	2.03	5.13	7.42
3.24	0.13	2.26	9.33	4.82
42.37	0.59	6.32	8.84	8.23
62.34	0.41	43.08	28.13	9.04
1.37	0.35	2.55	65.42	0.02
116.04	0.55	2.74	1.3	7.55
4.05	0.11	3.48	9.67	1.1
93.59	0.52	41.87	23.14	4.17
43.77	0.67	0.81	1.83	1.9
7.5	0.53	0.47	3.36	1.18
0.12	0.02	1.78	26.36	0.61
131.33	0.24	46.95	8.54	49.61
138.73	0.79	24.7	13.98	45.34
15.8	0.75	7.46	35.22	1.88
87.27	0.38	53.66	23.24	20.82
86.8	0.5	58.35	33.3	53.81
270.36	0.54	187.37	37.28	82.27
89.07	0.48	28.69	15.39	4.53
48.34	0.45	37.14	34.96	0.44
93.03	0.38	17.91	7.27	10.9
19.72	0.22	31.89	34.94	12.32
30.93	0.51	18.22	30.17	2.99
23.72	0.82	1.5	5.19	4.45
45.32	0.48	30.44	32.2	5.13
87.09	0.56	8.78	5.67	30.05

def_01per	def_2	def_2_per	Mines_1	sup_buf_1
2.61	1.94	2.98		
53.01	15.13	19.62	1	4.19
6.55	25.12	15.71	0	4.69
26.5	12.91	13.84	5	6.09
1.35	0.89	2.31		
40.67	9.68	28.2	0	1.68
7.17	1.56	14.77		
15.12	16.64	20.08	0	2.25
4.23	1.21	6.44		
0.26	0.55	0.63	0	5.24
10.53	28.78	19.71	3	11.55
37.97	13.37	10.37	7	6.64
18.74	5.89	14.88	0	3.94
19.9	3.34	13.79	0	3.41
11.5	20.15	28.15	1	4.94
5.9	12.5	8.16	6	12.85
0.53	0.62	15.92		
3.6	15.54	7.41	0	6.32
3.05	1.04	2.88	1	3.03
2.3	9.48	5.24	0	7.77
4.27	5.72	12.9	0	2.1
8.44	1.93	13.73		
9.08	1.28	18.87		
9.03	70.9	12.9	4	72.66
25.67	31.29	17.72	2	5.55
8.9	0.9	4.26		
9.02	34.89	15.11	4	9.39
30.71	28.08	16.03	0	6.43
16.37	84.71	16.85	3	12.23
2.43	3.36	1.8	0	6.57
0.42	5.03	4.74		
4.42	15.27	6.19	3	10.09
13.5	2.6	2.85	0	2.36
4.94	14.16	23.45	0	1.61
15.43	6.38	22.12	3	2.23
5.42	1.36	1.44	0	6.24
19.4	26.31	16.99	0	8.83

buf_def1	def1_buf_p	super_tour_b	uper_tourb	elevation
				1150
1.96	46.75	0.28	6.73	920
0.21	4.47	0.18	3.87	900
1.55	25.41	0.64	10.59	985
				1050
0.96	57.4	0.29	16.99	920
				850
0.06	2.78	0.19	8.29	1000
				985
0.03	0.52	0.54	10.36	1000
0.49	4.24	0.45	3.88	985
1.91	28.82	0.49	7.4	985
0.23	5.77	0.39	9.79	1100
0.23	6.89	0.25	7.21	1100
0.16	3.31	0.37	7.46	920
0.37	2.87	1.19	9.26	920
				1100
0.39	6.22	0	0.01	1200
0.12	3.86	0.1	3.3	1000
0.19	2.5	0.12	1.52	1100
0.07	3.49	0.03	1.46	920
				1050
				1050
3.08	4.24	0.69	0.95	900
2.01	36.18	0.1	1.81	1000
				1050
1.24	13.25	0.39	4.11	1050
1.88	29.27	0.06	0.99	925
3.04	24.83	0.65	5.32	1000
0.04	0.63	0.05	0.69	1150
				1050
1.21	12.02	0.1	1.01	1000
0.14	6.1	1.07	45.47	1100
0.08	5.02	0.27	16.95	1000
0.07	3.11	0.38	16.61	920
1.01	16.13	3.71	59.39	1100
0.96	10.82	0.19	2.12	1250

dépot de surface

0
1
2
1
2
2
2
2
0
2
1
1
0
0
1
1
0
0
1
0
2
2

1
1
0
1
1
1
0
0
1
0
1
0
0
0